101-04617/

LES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX : FONCTIONS, ORGANISATION, UTILITÉ ET LIMITES

Rapport ST-216

Les indicateurs environnementaux : fonctions, organisation, utilité et limites

Jean-François Bibeault
État du Saint-Laurent

Centre Saint-Laurent
Conservation de l'environnement
Environnement Canada

Novembre 2000

COMMENTAIRES DES LECTEURS

Veuillez adresser vos commentaires sur le contenu du présent rapport au Centre Saint-Laurent, Conservation de l'environnement, Environnement Canada – Région du Québec, 105, rue McGill, 7e étage, Montréal (Québec), H2Y 2E7.

On devra citer la publication comme suit :
Bibeault, J.-F. 2000. *Les indicateurs environnementaux : fonctions, organisation, utilité et limites*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-216, 76 pages.

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement
© Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada 2000
N° de catalogue En 153-111/2000F
ISBN 0-662-85360-1

Perspective de gestion

Ce rapport est publié dans le cadre des activités du Centre Saint-Laurent et particulièrement de la section État du Saint-Laurent dont le mandat principal consiste à assurer la diffusion d'informations scientifiques et techniques sur le Saint-Laurent. Il vise particulièrement à situer les indicateurs environnementaux dans une perspective sociale d'information publique et d'aide à la décision en identifiant, d'une part, leurs fonctions et les divers cadres qui les structurent et en précisant, d'autre part, leurs limites et leurs utilisations actuelles et potentielles. Cette perspective d'ensemble permet de dégager le rôle et l'utilité des indicateurs environnementaux pour le développement durable et pour combler divers besoins de gestion.

Management Perspective

This document is published as part of the general activities of the St. Lawrence Centre, and in keeping with a specific mandate of the State of the St. Lawrence Environment Section to disseminate scientific and technical information on the state of the St. Lawrence River. The report aims to examine environmental indicators from a social perspective, where they serve as public information and decision support tools, by identifying their various functions and structural models, as well as their limitations and actual and potential uses. The overall intention of this report is to demonstrate the usefulness of environmental indicators to fulfil a variety of different needs, in a sustainable development context.

Remerciements

Ce rapport a été réalisé grâce à la contribution de plusieurs personnes. Mes remerciements s'adressent particulièrement, en ordre alphabétique, à Alain Armellin, Marie-José Auclair, Jean Burton, Guy Fortin, Nicole Lavigne, Michel Provencher, Marc Provencher et Serge Villeneuve d'Environnement Canada. J'aimerais également souligner la contribution de deux réviseurs scientifiques : MM. Michel Gariépy (Ph.D) de l'Institut d'urbanisme de la Faculté d'aménagement de l'Université de Montréal, et Mario Gauthier (Ph.D.), de l'Institut des sciences de l'environnement de l'Université du Québec à Montréal.

Résumé

Les indicateurs environnementaux s'inscrivent dans un effort de rationalisation des activités humaines, amorcé au cours du 20e siècle par les pouvoirs publics. Pris dans un sens large, les indicateurs environnementaux remplissent diverses fonctions relatives à (a) l'acquisition de connaissances sur la dynamique des écosystèmes, (b) la comptabilisation des richesses du milieu naturel, des activités qu'elles permettent et des services qu'elles soutiennent, (c) le suivi de l'évolution de l'environnement et (d) l'éclairage des responsabilités respectives des acteurs sociaux en matière d'environnement.

Inscrits dans une dynamique temporelle, géographique et sociale particulière, les indicateurs environnementaux n'en constituent pas moins un ensemble de mesures qui recoupent des considérations et des phénomènes fort différents dont témoigne la diversité des cadres conceptuels conçus au cours des dernières décennies. Le modèle simplifié Pression-état-réponse (PER) s'avère dès lors utile à une articulation cohérente des indicateurs sans sacrifier la qualité de l'information fournie par une diversité d'indicateurs.

Cela dit, les indicateurs ne sont pas une panacée. Avant d'adopter un indicateur, il faut d'abord définir correctement les problèmes et les conditions critiques du système étudié, préciser les contraintes imposées par le type de mesures choisies et les difficultés d'interprétation qui s'y rattachent. Ayant adressé ces limites, le recours aux indicateurs environnementaux s'avère particulièrement utile à l'établissement de bilans environnementaux appuyés sur des réseaux adéquats de suivi et sur une analyse prospective, ainsi qu'à la réalisation d'éco-bilans d'entreprises et de bilans d'activités éco-civiques. Les évaluations environnementales peuvent aussi compter sur une sélection judicieuse d'indicateurs environnementaux. Enfin, de nouveaux enjeux sont susceptibles d'émerger et de renforcer l'utilité d'une information socialement pertinente et juste afin de mieux anticiper, sinon prévenir, les changements environnementaux et faciliter, le cas échéant, les mesures d'adaptation privées et collectives à ces changements.

Abstract

Environmental indicators were created by the public sector as part of the process of rationalizing human activities in the 20th century. In a broader context, environmental indicators are useful to (*a*) advancing our knowledge of ecosystem dynamics; (*b*) quantifying natural assets, related activities and services; (*c*) monitoring the environment, and (*d*) clarifying the accountability and/or liability of social actors to environmental actions.

Developed within a specific temporal, geographic or social context, environmental indicators deal with different issues and phenomena, as shown by the diversity, in recent decades, of the conceptual frameworks underpinning them. In this context, the simplified Pressure-State-Response (PSR) model assists in ensuring coherence without compromising the quality of the information gleaned from diverse indicators.

But indicators are not a panacea. Problems must be correctly defined and the critical conditions of the system being analysed must be recognized before indicators can be selected; measurement constraints and associated interpretation difficulties must also be taken into account. Once these difficulties are addressed, however, environmental indicators, where based on sound monitoring activities and prospective analysis, can be particularly useful to eco-initiatives at the community and private sector levels alike. Environmental assessments can also be upgraded using selected indicators. Lastly, issues may emerge to broaden and accentuate the usefulness of socially relevant and precise information for anticipating or even preventing environmental changes, thereby facilitating the adoption of public and private measures to adapt to such changes.

Table des matières

PERSPECTIVE DE GESTION		III
MANAGEMENT PERSPECTIVE		III
REMERCIEMENTS		IV
RÉSUMÉ		V
ABSTRACT		VI
LISTE DES FIGURES		IX
LISTE D'ABRÉVIATIONS		X
1	**INTRODUCTION**	1
2	**L'ÉMERGENCE DE LA NOTION D'INDICATEUR ENVIRONNEMENTAL ET SES PRINCIPALES FONCTIONS**	4
2.1	Les indicateurs environnementaux comme support décisionnel	7
2.2	Les indicateurs environnementaux au cœur d'un jeu socio-politique	9
3	**LA CONSTRUCTION DES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX ET LES SYSTÈMES D'INFORMATION ENVIRONNEMENTALE**	11
3.1	La détermination des enjeux	11
3.2	Les principaux modèles conceptuels des indicateurs environnementaux	12
3.2.1	Le modèle agression - réaction	13
3.2.2	Le modèle agression - exposition - réponse	14
3.2.3	Le modèle population - activité - répercussion	16
3.2.4	Le modèle des bilans matières - énergie	17
3.2.5	Le modèle des bilans sectoriels	19
3.3	Les indices synthétiques	21
3.3.1	Les indices économiques du capital naturel et de durabilité	22
3.3.2	Les indices de qualité de vie	28
3.3.3	Les indices d'intégrité biotique	29
3.3.4	Les indices de qualité des milieux (eau, air, sol)	31
3.3.5	Les indices de pression environnementale	32
3.3.6	Les indices ou les ensembles d'indicateurs	33
3.4	Une approche-synthèse des grands types d'indicateurs environnementaux	34
3.4.1	Les pressions ou éléments moteurs et l'environnement	35
3.4.2	L'état de l'environnement	36
3.4.3	La réponse et l'environnement	37
3.4.4	Les indicateurs P-E-R et les objectifs de qualité	39

4	**LES PROBLÈMES DE MESURE ET D'INTERPRÉTATION DES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX**	41
4.1	La sélection et la formulation d'une problématique	41
4.2	Les problèmes de mesure	42
4.3	L'interprétation de l'information liée aux indicateurs	43
4.4	L'appropriation de l'information par les acteurs sociaux	44
5	**L'UTILISATION DES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX**	46
5.1	Les bilans environnementaux	47
5.1.1	Le suivi, un préalable aux bilans environnementaux	47
5.1.2	De la rétrospective à la prospective	49
5.1.3	D'autres avancées pour les bilans environnementaux	51
5.2	L'évaluation des performances de la gestion environnementale	52
5.2.1	L'évaluation de politiques et programmes particuliers	52
5.2.2	Le développement d'éco-bilans d'entreprises	55
5.2.3	Vers des bilans d'actions éco-civiques	56
5.3	L'évaluation environnementale de projets d'envergure sur l'environnement	56
5.4	De multiples cadres d'utilisation des indicateurs environnementaux	58
6	**CONCLUSION SUR L'USAGE FUTUR DES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX**	59
RÉFÉRENCES		62

Liste des figures

1	Résumé des fonctions d'un indicateur environnemental	6
2	Modèle agression-réaction	13
3	Modèle agression-exposition-réponse	15
4	Modèle population-activité-répercussion	16
5	Modèle de transfert de matières-énergie d'un cycle de production	18
6	Modèle d'un bilan sectoriel	21
7	Équation de la richesse totale des nations	25
8	Modèle pression-état-réponse	35
9	Principales utilisations des indicateurs environnementaux	46

Liste d'abréviations

CSL	Centre Saint-Laurent.
MENVIQ	Ministère de l'Environnement du Québec (sigle désuet à partir de 1995; le MENVIQ devient le MEF jusqu'en 1999, puis le MENV; le secteur faune et parcs est depuis regroupé sous le sigle FAPAQ).
OCDE	Organisation de coopération et de développement économique.

1 Introduction

L'étude qui suit vise à situer les indicateurs environnementaux dans une perspective sociale d'information publique et d'aide à la décision, pour l'élaboration de systèmes d'information axés sur les considérations du développement durable, qui intègrent les dimensions sociales, économiques et biophysiques de l'environnement. Dans cette perspective, cet ouvrage esquisse un portrait des indicateurs environnementaux dans le double but d'en préciser la nature et l'utilisation, en s'appuyant sur les cas québécois et canadiens et, notamment, sur la gestion de l'eau. Ce rapport vise également à sensibiliser le lecteur aux avantages, aux limites et aux problèmes relatifs à l'utilisation d'indicateurs, et ce, à la lumière des expériences et des discussions les plus récentes en la matière.

D'emblée, on doit souligner que la notion d'indicateur environnemental s'avère récente à l'échelle de l'histoire humaine et même de l'époque moderne. En effet, c'est surtout à partir des années 1960 que la perspective environnementale s'est imposée, même si on en retrouve des traces à la fin du 19e siècle, avec la création des premiers parcs fédéraux américains et canadiens ou au début du siècle aux États-Unis, avec l'émergence du mouvement *conservationniste* axé sur la protection des ressources naturelles (voir Hays, 1969), ou encore aux environs de le Première Guerre mondiale au Canada, avec la Commission de conservation du Canada (Girard, 1994). Les années 1960 constituent un tournant dans la mesure où l'exploitation rationnelle des ressources pratiquée jusqu'alors s'est révélée incapable de répondre aux nouvelles aspirations esthétiques, récréatives et de protection intégrale de milieux naturels particuliers. Dans ce contexte, la pollution des Grands Lacs plus évidente dans les années 1960 a été l'un des révélateurs d'une rupture marquée entre l'économie, la société et la nature. Les conditions esthétiques, récréatives et physiques des lacs étaient alors remises en cause. Certes, il existait des problèmes de pollution avant cette période, mais les exigences sociales étaient moins bien reconnues au sein des politiques publiques.

C'est par un réflexe de défense de la nature, supporté par un vaste mouvement social multiforme (Castells, 1999), que l'appareil de production économique et les modalités de gestion

des espaces nationaux se sont peu à peu transformés. À partir de ce moment, l'étude, la surveillance et la mesure de l'état du milieu environnant se sont imposées comme une pratique logique des sociétés industrialisées qui ont pris conscience de leurs limites. L'information environnementale, de manière générale, et les indicateurs environnementaux, de manière spécifique, sont ainsi devenus un outil indispensable de ces sociétés qui aspirent à une rationalisation plus complète de l'utilisation du milieu et de ses ressources. Selon O'Connor (1994), c'est moins la durabilité du développement collectif qui est recherchée que la croissance soutenue d'une forme de capitalisme liée à l'accélération de l'industrialisation et de l'urbanisation.

Cela dit, l'indicateur environnemental est plus qu'un simple outil de mesure puisqu'il révèle toujours un enjeu lié directement ou indirectement à l'exploitation et à l'utilisation de la nature. L'indicateur facilite en effet les choix normatifs parce qu'il suppose l'établissement de points de référence institutionnels à un contexte social donné (Desrosières, 1993) et parce qu'il contribue à objectiver les problèmes collectifs et à orienter les débats sociaux (Porter, 1994).

Le besoin d'indicateurs environnementaux répond également au besoin de maintenir un certain rythme de production et de consommation de masse de biens et services atteint après la Seconde Guerre mondiale. En effet, la qualité de vie a alors été redéfinie en fonction de certains impératifs économiques qui dominent encore les sociétés industrielles (ou post-industrielles). Les indicateurs environnementaux permettent dès lors d'élargir l'horizon décisionnel et d'aider la prise de décision en faveur de choix collectifs confrontés à des incertitudes et à des effets potentiellement irréversibles, comme le montrent notamment l'enjeu des gaz à effets de serre et le rôle crucial de l'expertise scientifique (Roqueplo, 1993). La complexité des répercussions de l'industrialisation sur l'environnement est d'ailleurs bien illustrée par la multiplication des problèmes de pollution comme celui des substances reconnues prioritaires en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, et dont le nombre atteignait 178 substances dans les années 1990 (Environnement Canada, 1994).

Afin de bien illustrer l'importance et le rôle des indicateurs environnementaux en regard du développement durable, le présent rapport est organisé de la manière suivante. Le chapitre 2 fait l'historique de la notion d'indicateur, en précise la définition et ses principales fonctions. Le chapitre 3 décrit les principales approches utilisées depuis près de trois décennies pour structurer

les indicateurs. Le chapitre 4 aborde les problèmes de mesure et d'interprétation des indicateurs. Le chapitre 5 est consacré aux utilisations les plus courantes des indicateurs. Enfin, le chapitre 6 présente quelques pistes de développement à venir.

2 L'émergence de la notion d'indicateur environnemental et ses principales fonctions

À l'instar des progrès réalisés dans le domaine de la comptabilité nationale (comme le calcul du Produit national brut ou PNB, la mesure des revenus et des dépenses nationales) et dans celui des indicateurs sociaux (état civil des citoyens, mouvements migratoires, etc.)[1], utiles à la régulation des échanges économiques et des relations sociales, l'élaboration des indicateurs environnementaux constitue une tentative des autorités publiques de mieux gérer, ou d'équilibrer, les rapports entre la dynamique des écosystèmes, la production et les échanges économiques et la société. Il y a eu en effet une croissance importante des indicateurs liée à une volonté collective de réformer d'abord les moeurs sociales, puis la structure de production industrielle, comme le révèlent les premiers travaux de compilation statistique aux États-Unis (Cobb et Rixford, 1998), et enfin, de rationaliser davantage l'exploitation des ressources et d'assurer le contrôle des diverses formes de pollutions et de nuisances. L'indicateur environnemental, dans sa fonction d'outil d'aide à la régulation du développement, est donc appelé à compléter ces autres indicateurs en vue de corriger les déficiences de gestion économique des richesses du territoire et de la protection des écosystèmes et d'atteindre un bien-être collectif.

L'indicateur environnemental repose d'abord sur l'idée que les changements environnementaux sont *mesurables*, c'est-à-dire qu'il est possible de percevoir, de décrire et de quantifier un changement dans la structure et le fonctionnement général d'un milieu, de même que dans ses composantes spécifiques. La notion d'indicateur environnemental s'appuie également sur l'idée d'une *maîtrise possible* de ce changement. Deux idées qui ne sont pas sans lien avec la pensée rationnelle des Lumières du 17e et 18e siècles.

Plus fondamentalement, un changement environnemental constitue une approximation raisonnée d'un certain rapport à la nature en regard de critères privilégiés et hérités de représentations historiques particulières. C'est donc à l'intérieur d'un contexte historique propre

[1] À ce titre on pourra consulter le «Handbook on Social Indicators» publié par les Nations Unies (1989), ou encore les rapports annuels du PNUD et de la Banque mondiale.

aux sociétés industrialisées que les indicateurs environnementaux conçus au cours des dernières décennies ont une signification particulière. Dans cette perspective, les indicateurs constituent une base d'information qui révèle une appréciation générale de la nature et des biens et des services identifiés et valorisés par les sociétés industrialisées.

Les indicateurs environnementaux témoignent également d'une certaine éthique envers la nature, puisqu'ils sont fondés sur un ensemble de convictions (Pradès, 1995) structurantes de valeurs et de pratiques environnementales (gestion, droit, économie et politique), dont les formes d'énonciation peuvent être multiples comme le révèlent les controverses environnementales (Lepage, 1999) entourant divers projets de développement au Québec. L'indicateur environnemental, qui est plus qu'une mesure, est en fait à l'interface de la science et de la société puisqu'il suppose, d'une part, le respect de certaines normes scientifiques dans son énonciation et, d'autre part, un devoir de répondre aux préoccupations des citoyens dans sa finalité (Hammond *et al.*, 1995).

En termes plus précis et selon la littérature, l'indicateur environnemental recouvre quatre fonctions sociales essentielles (non nécessairement exclusives) qui viennent attester de son rôle particulier. La première se rapporte au désir ou à l'intérêt de bien *connaître les phénomènes* qui nous entourent dans le but d'en comprendre les mécanismes sous-jacents. Cette première fonction de l'indicateur relève particulièrement du développement des sciences naturelles et de la connaissance empirique où il prend la forme d'un paramètre, d'un ratio ou d'un indice composé de plusieurs variables et paramètres utiles à la compréhension d'un phénomène jugé important dans le cadre de l'acquisition de connaissances. Cette fonction s'insère dans une approche classique de la recherche scientifique dans la mesure où l'indicateur permet de fixer le contenu empirique des hypothèses posées et d'orienter la discussion des résultats.

La seconde fonction répond à l'idée de mesure et de *comptabilisation des effets* d'une activité humaine. Cette fonction découle de l'intérêt de dresser un bilan des gains et des pertes propres à un espace ou un milieu, attribuables à une activité ou à un groupe d'activités. De manière statique, ce bilan permet de bien comptabiliser ce qui est acquis en valeur ajoutée en relation avec l'activité et ce qui est perdu sous la forme d'héritage ou de patrimoine. De manière

dynamique, ce bilan permet de suivre le rythme d'accumulation des gains et des pertes et de connaître l'évolution (accumulation ou épuisement) du capital naturel.

Une troisième fonction propre à l'indicateur consiste à servir de *guide normatif à la décision*, donc à l'évaluation. Cette fonction suppose la détermination d'une direction souhaitée quant à l'état et au degré d'exploitation d'une ressource, d'un milieu ou d'un usage valorisé, et l'établissement de seuils et de limites à atteindre ou à ne pas dépasser. Cette fonction normative suppose également de juger du degré de dégradation d'un milieu ou d'une ressource, de la pertinence de maintenir une activité dans les mêmes conditions ou de l'effort déployé pour résoudre un problème. L'idée d'évaluation contient généralement celle de directives (dans le sens de direction), de critères ou, de manière plus stricte, de normes légalement instituées.

Par delà ces fonctions, l'indicateur environnemental apparaît comme un *élément essentiel à la structuration des débats sociaux et à la discussion* sur les changements environnementaux, économiques et sociaux. Cette fonction plus globale rejoint d'une certaine manière une des conditions d'une communication active qui met en lumière et interpelle les insuffisances de l'exercice d'une responsabilité par un acteur social envers un autre (comme l'absence de contrôle de la pollution nuisible à certains résidants), y compris celle des autorités publiques. Cette fonction de confrontation et d'échange entre des points de vue différents dans un contexte de responsabilité apparaît comme un élément moteur du changement social (Meadows, 1998) et de la régulation des déséquilibres économiques, dans la mesure où sont dénoncés les excès. Enfin, l'utilité sociale de l'indicateur environnemental sera d'autant plus grande qu'il y aura convergence des diverses fonctions énoncées jusqu'à maintenant (figure 1).

Indicateur environnemental →

A) mieux connaître la dynamique entre les éléments d'un écosystème (comprendre)

B) comptabiliser les effets des dégradations ou des gains environnementaux (mesurer)

C) comparer les décisions en fonction de l'état environnemental désiré (évaluer)

D) faciliter les débats sur l'instauration de mesures pertinentes (discuter et orienter)

Figure 1 Résumé des fonctions d'un indicateur environnemental

2.1 LES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX COMME SUPPORT DÉCISIONNEL

Le souhait collectif d'une meilleure gestion environnementale, appuyé par la contestation environnementale et le rôle actif des groupes environnementaux, ainsi que l'importance des coûts de la recherche et de l'acquisition d'informations nécessaires à l'élaboration d'indicateurs ont favorisé la prise en charge par les États et les organismes internationaux des travaux relatifs à la création des indicateurs environnementaux. Ces travaux, qu'on peut retracer au cours années 1970, se sont traduits par la mise sur pied de systèmes d'information environnementale aptes à structurer les multiples données environnementales colligées et accumulées jusqu'alors.

Au Canada, c'est Statistique Canada, avec la collaboration d'Environnement Canada, qui a structuré ce système à l'échelle pan-canadienne. À la fin des années 1970, un système d'information environnementale a été constitué à partir de données exhaustives sur l'environnement « afin de : (a) bien évaluer les compromis qu'il faut faire entre les intérêts écologiques et économiques; (b) déterminer les secteurs dans lesquels il convient d'adopter des lois en matière d'environnement ou de modifier celles qui existent déjà; (c) permettre au public d'évaluer la qualité de l'environnement et (d) préserver et régénérer les écosystèmes dont l'équilibre est menacé. » (Rapport et Friend, 1979, p. 14-15).

À l'échelle internationale, un système d'information environnementale est également nécessaire pour intégrer et harmoniser les politiques sectorielles, nationales et internationales (OCDE, 1991). Il est à noter que ce système joue un rôle de plus en plus important avec la multiplication des accords et ententes internationales. Ce rôle est en effet lié à la nécessité d'effectuer un suivi régulier de la mise en oeuvre des accords et ententes entre nations et divers groupes d'intérêt nationaux et trans-nationaux.

En ce qui a trait à l'utilité des indicateurs comme tels, ceux-ci constituent d'abord une synthèse d'informations et ils sont élaborés pour répondre à un besoin spécifique. Comme le souligne l'OCDE :

- ils réduisent le nombre de mesures et de paramètres qui seraient normalement nécessaires pour rendre compte d'une situation avec « exactitude »;

- ils simplifient le processus de communication permettant de fournir aux utilisateurs les résultats de mesures (OCDE, 1993a).

Toutefois, les indicateurs reflètent l'époque et le contexte social dont ils sont issus puisqu'ils sont le produit des « meilleures connaissances disponibles » (OCDE, 1993a), et qu' « il n'existe pas d'ensemble universel d'indicateurs, mais des ensembles d'indicateurs répondant à des besoins et à des cadres conceptuels spécifiques » (CCET, 1993, p. 18). L'indicateur dépend d'un corpus particulier de connaissances (paradigmes et *épistème*, théories et concepts, applications et mesures, etc.) et doit être perçu comme essentiellement évolutif et adaptable quant à sa forme et à son contenu.

L'indicateur environnemental, qui prend la forme de mesures particulières, est souvent utilisé comme référence « objective », c'est-à-dire comme mesure valide et valable d'une problématique environnementale, qu'elle soit exprimée de façon explicite ou non, et ce, en vue d'apprécier l'ampleur d'un problème ou d'un enjeu reconnu par les institutions publiques. Concrètement, cette appréciation peut reposer sur une donnée simple (comme la concentration des matières en suspension dans l'eau), une donnée relative (comme la demande biochimique en oxygène après cinq jours ou DBO_5) ou une donnée complexe (comme l'indice d'intégrité biotique). Pour obtenir cet indice, il faut agréger plusieurs mesures, opération qui n'est pas sans problèmes à la fois conceptuels et pratiques (voir section 3.3).

Les résultats peuvent dès lors être présentés sous une forme continue (comme des données numériques) ou discontinue (comme des données présentées en classes, en catégories ou selon des profils-types), selon diverses échelles temporelles (court, moyen, long terme) et selon diverses échelles territoriales (locale, régionale, nationale, continentale). La présentation dépendra en définitive du mode de collecte de l'information, des appareils utilisés, des observations recueillies et des éléments que l'on désire faire ressortir, de même que des besoins exprimés (ou supposés) par les acteurs sociaux.

Bien que l'on tende actuellement à remettre en question le point de vue déterministe des indicateurs pour expliquer et prédire l'évolution des composantes et des systèmes environnementaux, ceux-ci demeurent néanmoins utiles à une démarche préventive qui vise à réagir relativement tôt aux pressions sur le milieu, ou même, selon le principe de précaution,

avant d'avoir toutes les informations en mains et qu'une action soit entreprise (Gendron, 1999). Les indicateurs servent alors à alerter le décideur pour qu'il puisse réagir rapidement. En ce sens, les indicateurs environnementaux constituent véritablement des outils d'aide à la décision.

2.2 LES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX AU COEUR D'UN JEU SOCIO-POLITIQUE

Outre la perspective administrative généralement utilisée pour aborder la question des indicateurs environnementaux, on doit en rappeler ici la portée socio-politique puisque les indicateurs constituent une information à potentiel stratégique, susceptible de structurer la négociation[2] entre acteurs sociaux (Rémy, 1994). Dans cette perspective, les acteurs ne sont pas passifs vis-à-vis de l'information reçue, en l'occurrence les indicateurs environnementaux. Ils les interprètent et se les approprient (comme toute autre source d'information) et les utilisent afin de renforcer ou de protéger leurs propres intérêts. Reconnaissant cette dynamique de l'acteur social, il y a toujours la possibilité d'une appropriation multiple des indicateurs à partir de laquelle un jeu complexe d'expertise et de contre-expertise se met en place. Cette dialectique est alors susceptible d'entraîner des décisions publiques pas toujours transparentes (Lascoumes, 1994) et d'introduire une méfiance, sinon un rejet de l'information, de la part des acteurs (Rhoads *et al.*, 1999). Malgré ce risque, on doit reconnaître que les indicateurs demeurent utiles, ne serait-ce que parce qu'ils aident à poser les termes d'un problème et à mieux le délimiter. En présence d'une information bien comprise et accessible à tous, les acteurs sociaux sont à même de mieux communiquer et de discuter sur une base commune des enjeux qui les préoccupent.

La dynamique de cette forme de communication, qui suppose une certaine culture en sciences et techniques, demeure cependant complexe dans la mesure où l'évolution de nos connaissances techniques (les mesures, les appareils, les techniques d'échantillonnage) et scientifiques (les théories et l'articulation des faits mesurés) s'accélère, contribuant de ce fait à un éclatement de la connaissance[3]. Il devient ainsi difficile de bien positionner et de bien comprendre la

---

[2] Une transaction sociale fait intervenir des échanges matériels et symboliques selon diverses logiques stratégiques, identitaires ou autres.

[3] Callon *et al.* (1993) rapportent que déjà au début des années 1960, on estimait que le nombre de chercheurs et leurs publications doublaient tous les vingt ans.

multiplicité des enjeux auxquels on se confronte, tels la diversité des risques pour la santé humaine, les rapports entre la biodiversité et les manipulations du vivant, les liens entre les changements locaux et les changements globaux. Il nous faut dès lors trouver une manière d'aborder et de présenter ces enjeux en tenant compte non seulement des mesures disponibles, mais aussi des informations manquantes, des interprétations contradictoires et des intérêts associés.

Enfin, on doit également tenir compte du fait que les indicateurs qui sont conçus contribuent à façonner nos perceptions. Par exemple, l'élaboration d'un indice de réchauffement atmosphérique nous amène à prendre conscience d'une nouvelle échelle d'enjeux. On passe donc de « réalités locales » à des « réalités globales » et parfois à des « réalités virtuelles » non perceptibles par l'un de nos cinq sens. Comme dans le cas des précipitations acides et des gaz à effet de serre, le rôle des chercheurs a été déterminant dans la structuration de ces enjeux et de notre perception du climat (Roqueplo, 1988; 1993). Les choix de mesures vont dès lors contribuer à modifier les perceptions, les attitudes et à orienter les comportements. L'indicateur, plus qu'une mesure, contribue à façonner notre compréhension du monde et notre intervention sur ce monde objectivé.

Dans cette perspective, on peut reconnaître que l'indicateur environnemental est à la fois révélateur et modulateur d'un *processus cognitif* de compréhension du monde et d'un *processus normatif* qui guide notre action sur le monde, processus dont on trouve diverses formulations tributaires des champs de la sociologie, de la psycho-sociologie ou de l'anthropologie (voir notamment Moscovici et Vignaux, 1994; Albric, 1994; Gervais et Dumas, 1994; Fishbein et Ajzen, 1980; Geller, 1994). De ces modèles qui ne sont pas analysés ici en détails, il faut retenir le fait que l'information est nécessaire au changement des opinions, mais que ce dernier se produit à long terme et de manière diffuse, sinon aléatoire, chez les individus et dans les collectivités malgré la volonté des générateurs de l'information. En effet, il y a souvent une tension entre la connaissance experte objectivée et la connaissance ordinaire subjective et personnelle, comme le révèlent de nombreux enjeux environnementaux (voir Gould *et al.*, 1996).

3 La construction des indicateurs environnementaux et les systèmes d'information environnementale

Les indicateurs environnementaux, il faut le rappeler, demeurent indissociables des problèmes préalablement posés, des cadres théoriques ou conceptuels choisis et des liens supposés ou reconnus entre les éléments retenus au sein de ces cadres. Par conséquent, le choix des indicateurs environnementaux doit tenir compte simultanément d'une diversité de préoccupations où les liens fonctionnels entre les sphères biophysique, économique et sociale vont se joindre.

3.1 LA DÉTERMINATION DES ENJEUX

L'élaboration d'un système d'information reposant sur des indicateurs environnementaux s'appuie d'abord sur la détermination d'un certain nombre d'enjeux, c'est-à-dire, un ensemble de problèmes ou de situations considérées comme problématiques par une autorité donnée, dans la mesure où il est possible de situer une ou un ensemble de sources et un ou plusieurs effets décelables et mesurables. Dans ce contexte, des liens de causalité simple ou complexe entre les sources et les effets font l'objet d'une certaine reconnaissance institutionnelle, sinon d'un consensus social et scientifique assez large.

Sur le plan de la reconnaissance, un enjeu est caractérisé par l'ampleur des effets considérés. En effet, le nombre et la diversité des effets, de même que leur amplitude dans le temps et dans l'espace, traduisent bien l'importance que prend l'enjeu à un moment donné et pour une collectivité donnée. À ce chapitre, la collectivité en question peut être plus ou moins large selon que l'enjeu est reconnu comme ayant des implications principalement locales, régionales, nationales ou internationales. La couverture temporelle peut varier aussi passablement et correspondre à de courtes, moyennes, longues ou très longues périodes (plusieurs générations). Enfin, la portée des effets peut être spécifique ou non, et la dynamique des effets peut s'avérer de nature additive ou soustractive, antagoniste ou synergique.

Un enjeu résulte également (et surtout) de la confrontation des points de vue autour de ce qui crée un problème (*problem-setting*) et des manières de l'aborder pour le résoudre (*problem-*

solving). En effet, un enjeu mobilise les voix de groupes de pression environnementaux, d'organismes institutionnels de recherche, d'administrations publiques, d'entreprises et de sociétés privées, de même que des citoyens. Un enjeu est donc mobilisateur d'opinions et d'actions.

Enfin, un enjeu constitue aussi un problème médiatisé dont la résultante est la prise de décision. La révélation de positions opposées sur un problème particulier constitue en effet un événement déclencheur à la décision, puisque la sensibilisation d'un décideur public à un enjeu est accentuée par l'effet médiatique. Dans ce contexte de médiatisation, les responsabilités décisionnelles sont souvent mises à l'épreuve, et le besoin de nouvelles décisions se fait pressant.

3.2 LES PRINCIPAUX MODÈLES CONCEPTUELS DES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX

Administrativement, la volonté et la capacité de répondre à une diversité d'enjeux, plus ou moins clairement formulés, ont donné lieu à la création d'une diversité de modèles et d'approches de la connaissance environnementale. Certains modèles permettent de structurer l'information environnementale disponible selon des rationalités souvent convergentes mais parfois aussi divergentes. Dans le contexte des indicateurs, la notion de modèle réfère à un mode particulier de représentation et d'articulation d'informations de diverses natures, d'où le terme plus juste de modèle conceptuel.

À ce chapitre, les modèles décrits ici sont ceux qui ont été surtout utilisés en Amérique du Nord où, dès le début des années 1970, sont apparues les grandes politiques environnementales (comme le *National Environmental Protection Act - N.E.P.A.* aux États-Unis) et les nouvelles instances administratives chargées d'appliquer ces politiques (comme l'*Environmental Protection Agency - E.P.A.* aux États-Unis et Environnement Canada au Canada). Ce choix repose particulièrement sur le fait que l'Amérique du Nord a été à l'avant-garde des efforts de rationalisation des informations environnementales existantes et que de ces efforts est née une diversité d'initiatives institutionnelles.

3.2.1 Le modèle agression-réaction

Le premier modèle conceptuel auquel on peut se référer est celui conçu au Canada à la fin des années 1970. Ce modèle représente essentiellement l'idée de changement environnemental selon une relation causale de type « agression-réaction ». Dans ce contexte, les agressions sont considérées comme « une vaste gamme d'activités susceptibles de détériorer l'environnement naturel, d'affecter la santé de l'homme, de menacer la survie des espèces, de tarir les ressources non renouvelables et d'abaisser la qualité du peuplement humain » (Rapport et Friend, 1979, p. 78).

Dans l'esprit de ces auteurs, ces agressions peuvent être d'origine humaine ou naturelle. Particulièrement, les auteurs de cette approche ont recours à la notion d'« agressants », soit un ensemble d'« éléments qui exercent une pression sur l'environnement naturel et artificiel et qui contribuent à sa dégradation » (Rapport et Friend, 1979, p. 78), dont la relation au milieu passe par une « cible » bien déterminée. Dans le contexte de l'époque, les agressants sont assimilés le plus souvent à des contaminants bien connus.

En ce qui a trait aux réactions, celles-ci sont identifiées en fonction d'un lieu d'appartenance, l'« écorégion », un concept qui vise à transcender les frontières administratives pour juger de l'effet global des agressions sur un territoire, et ce, dans un contexte où les problèmes transfrontaliers commencent à être reconnus par les diverses autorités publiques.

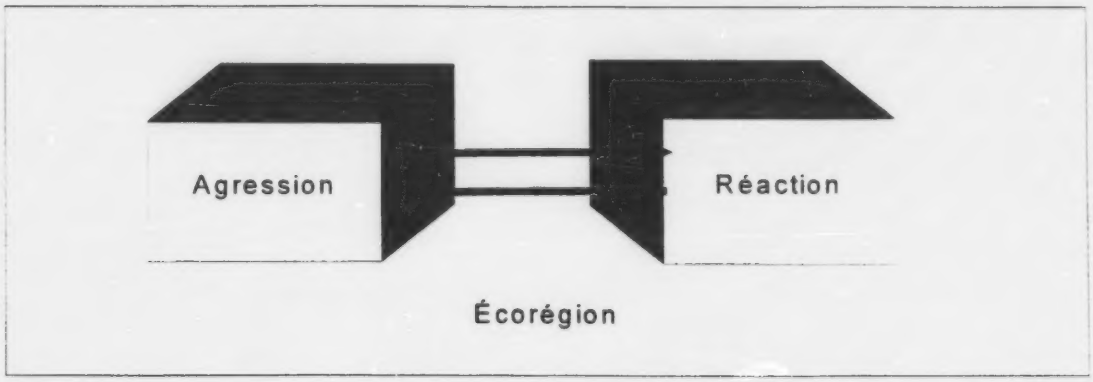

Figure 2 Modèle agression-réaction

Ces réactions sont aussi associées à des « répercussions globales de l'agression sur l'environnement » (Rapport et Friend, 1979, p. 79), qu'on peut classer en réactions directes et indirectes, afin de rendre compte de la nature plus ou moins évidente des liens entre les agressions et les réactions. À titre d'exemple, l'accumulation de contaminants dans un organisme constitue une réaction directe, alors que l'apparition de symptômes subséquente à l'accumulation de contaminants représente une réaction indirecte.

Par ailleurs, on considère également « la réaction de l'homme aux changements de l'environnement » (Rapport et Friend, 1979, p. 79). Selon ces auteurs, ces réactions concernent tant celles des gouvernements (collectives), des individus, des corporations ou des groupes de pression. Notons qu'entre les agressions et les réactions, les auteurs font également place à une certaine comptabilité des effets par la mesure des stocks de ressources naturelles renouvelables et non renouvelables.

Ce modèle, conçu à la fin des années 1970, a dominé au Canada pendant quelques années, particulièrement lors de la réalisation des statistiques environnementales au Canada et de la publication du premier rapport sur l'état de l'environnement au Canada (voir Bird et Rapport, 1986 pour Environnement Canada). L'inconvénient de cette approche consistait toutefois à rassembler et à coupler une diversité d'indicateurs qui ne répondaient pas tous au modèle, certains étant présentés seulement comme des agressions, d'autres comme des réactions sans qu'il soit possible de bien les associer ou de les documenter.

3.2.2 Le modèle agression-exposition-réponse

De manière assez similaire au modèle agression-réaction, les États-Unis ont élaboré un cadre conceptuel pour suivre l'état des écosystèmes. Ainsi, dans le cadre du Programme d'évaluation et de suivi environnementaux, l'*Environmental Protection Agency* (EPA) américaine a conçu un système d'indicateurs écologiques basé sur un cadre agression-exposition-réponse.

La notion d'agression (*stressor*) de ce modèle fait référence à la fois à des indicateurs de risque (comme les émissions de polluants dans l'atmosphère), à des indicateurs de processus naturels (comme des fluctuations climatiques) et à des indicateurs de gestion (comme les résultats de la lutte antipollution atmosphérique). L'exposition, pour sa part, est associée à la présence de

contaminants dans le milieu (eau notamment) ou au sein des organismes et aux perturbations des habitats (Hunsaker et Carpenter, 1990). En troisième lieu, les réponses sont révélées par des indicateurs relatifs au fonctionnement et à la structure des écosystèmes naturels ou encore aux « conditions écologiques » du milieu naturel. Ce modèle (figure 3), centré sur l'écosystème naturel, a cependant été revu dans le cadre de la création d'un réseau national d'indicateurs par bassin aux États-Unis (USEPA, 1994). Compte tenu des ambiguïtés liées à la classification des indicateurs, on se limite désormais à identifier deux types d'indicateurs, soit les indicateurs d'agression (*stressor indicator*) et d'état (*condition indicator*) biotique et abiotique. Dans ce modèle, on laisse toutefois de côté les efforts qui visent à atténuer les agressions, en l'occurrence les réponses institutionnelles.

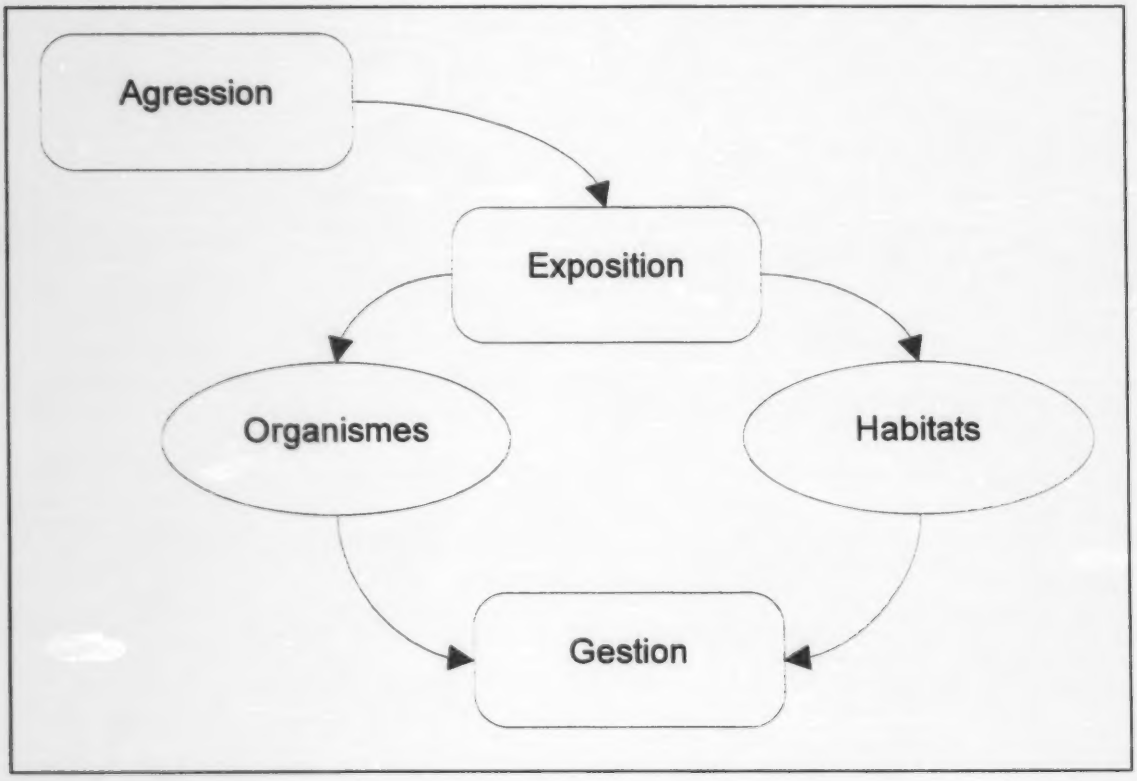

Figure 3 Modèle agression-exposition-réponse

3.2.3 Le modèle population-activité-répercussion

Ce modèle, également récent, a été utilisé lors de la réalisation du second rapport sur les activités humaines et l'environnement au Canada en 1991 par Statistique Canada. À l'inverse des deux autres modèles présentés plus haut, celui-ci (figure 4) tente d'établir une relation entre l'évolution démographique comme premier facteur de pression, puis la diversité des activités humaines (production, utilisation d'énergie et transport) comme modulation de la pression démographique et les répercussions environnementales subséquentes. Conscients que cette équation ne peut être établie directement, Cameron *et al.* (1991) se limitent toutefois à établir des indicateurs sans que les liens, en poids démographique, soient clairement définis. Par ailleurs, malgré qu'ils n'aient pas une place explicite au sein du modèle, les correctifs comme les dépenses allouées à l'environnement et les efforts réglementaires sont aussi considérés.

Selon les auteurs, l'avantage de cette approche est qu'elle pourrait éventuellement permettre une modélisation des relations entre la population, les diverses activités valorisées par cette population et leurs répercussions sur le milieu. Cette volonté de réaliser des exercices de modélisation et de projection de l'état de l'environnement poursuit en fait ce qui a déjà été amorcé dans les années 1970, notamment par des membres du Club de Rome.

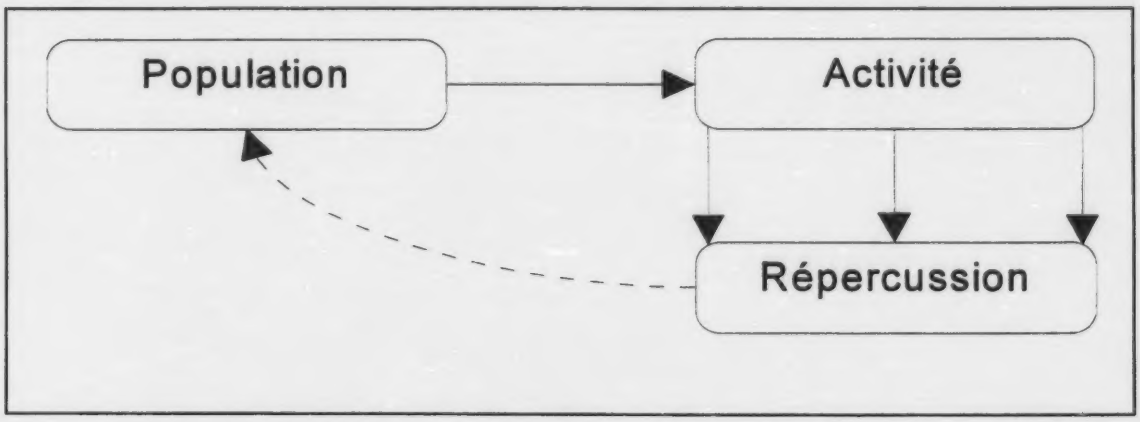

Figure 4 Modèle population-activité-répercussion

L'équation entre la population et son poids sur l'utilisation des ressources n'étant pas mécanique, il y a lieu de tenir compte du changement de comportement adopté librement ou sous la contrainte par les divers acteurs sociaux, ce que le modèle n'intègre pas. De ce fait, les interventions des institutions pour atténuer les répercussions sont négligées.

3.2.4 Le modèle des bilans matières-énergie

Ce modèle (figure 5), initié à la fin des années 1960 et au début des années 1970 par Kneese *et al.* (1970), fait ressortir les transferts d'énergie et de matières entre les divers secteurs de l'économie d'une part, et entre la sphère économique et l'environnement, d'autre part. Il s'agit ici d'établir une comptabilité des flux d'énergie et des stocks de matériaux prélevés, transformés puis rejetés dans l'environnement. L'approche, appuyée sur l'idée d'efficacité des transferts énergétiques et des procédés de production, est inspirée à la fois de la thermodynamique et des efforts d'élaboration de tableaux intersectoriels statistiques, liés à la comptabilité économique nationale.

Dans cette perspective, le choix des indicateurs s'appuie sur l'établissement d'un bilan énergétique, où sont comptabilisés les besoins d'énergie et de matières ainsi que les pertes pour chaque filière de production économique ou de cycles de production, selon la structure économique classique des secteurs primaire, secondaire et tertiaire. À cause du besoin considérable de mesures pour obtenir un profil complet de la dynamique énergétique d'une économie donnée, les modèles ont souvent été plus d'ordre théorique et ont abordé surtout la mécanique des échanges d'énergie (comme le travail pionnier de Georgescu-Roegen dans les années 1970) plutôt que l'établissement d'un système de comptabilité matières-énergie pour une région ou un pays donnés.

Cela dit, dans le contexte des changements climatiques globaux, de telles mesures ont été remises à l'agenda des institutions publiques, notamment avec l'accord international signé à Kyoto en 1997. Présentement, chaque nation signataire de cet accord doit établir un certain bilan de l'énergie produite et consommée afin de préciser l'ampleur du problème et des efforts consentis. Au Canada et au Québec, de telles mesures sont régulièrement réalisées par les ministères en charge des ressources naturelles (Canada, Québec), de même que par les sociétés

productrices (par exemple les entreprises pétrolières) et distributrices d'énergie (comme par exemple la Société Hydro-Québec).

Enfin, si ces mesures sont utiles, elle méritent d'être associées aux évaluations comparatives de l'efficacité des diverses filières de production énergétique sur les plans économique, technique, écologique et social, ainsi qu'aux études des diverses options de consommation de l'énergie.

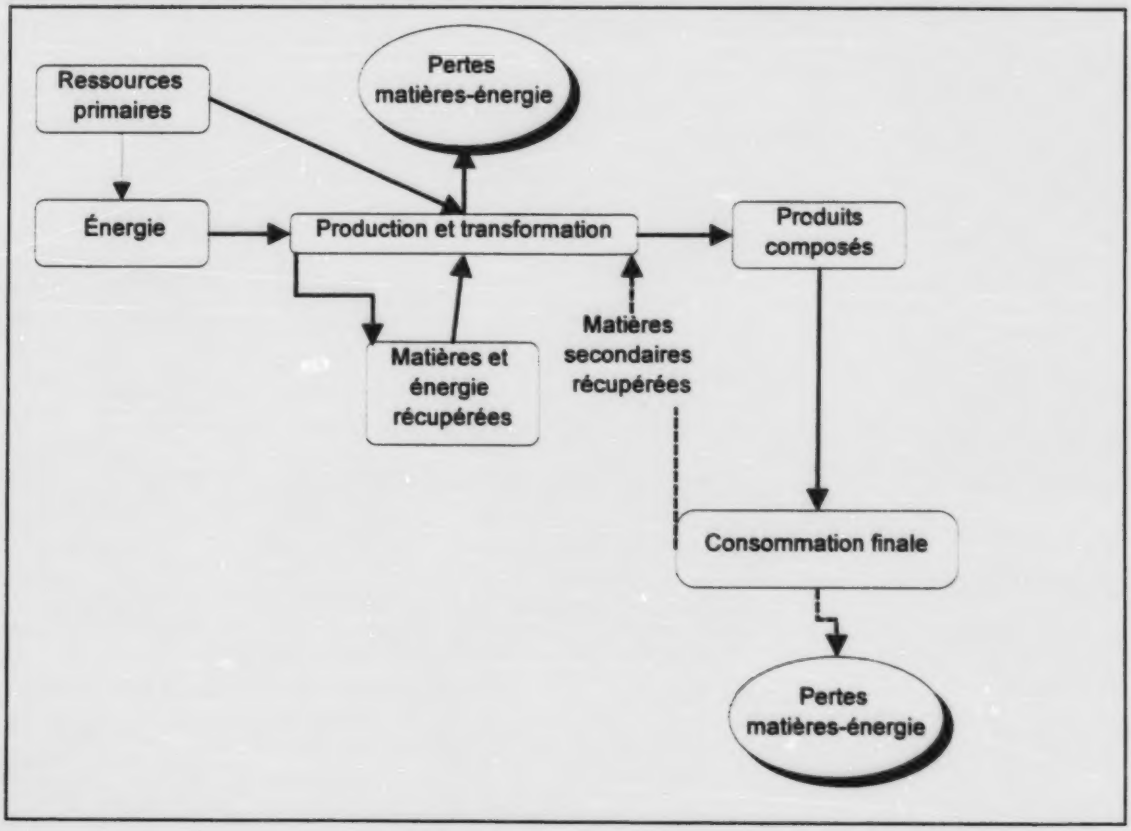

Figure 5 Modèle de transfert de matières-énergie d'un cycle de production

3.2.5 Le modèle des bilans sectoriels

Contrairement aux bilans matières-énergie, le modèle des bilans sectoriels (figure 6) vise à préciser de manière plus détaillée les liens entre une filière de production particulière et l'état des ressources qui la supporte (exploitation forestière, pêcheries, extraction minière, etc.). Il s'agit essentiellement de fournir une appréciation de la vitalité du secteur et de ses contraintes sur le plan de la disponibilité des ressources en tant que facteur de production.

Empiriquement, on réalise des *profils sectoriels* en mettant en évidence des indicateurs liés à l'extraction (comme les coupes forestières, les débarquements de poissons, les volumes de produits agricoles) et à la transformation de produits (le bois équarri, coupé, etc. et les aliments précuits, congelés, etc.). Des indicateurs sont ainsi mis de l'avant pour rendre compte de l'état des stocks et de la valeur des ressources avant et après transformation.

D'autres indicateurs économiques s'ajoutent parfois, comme l'emploi, les investissements, la consommation et la valeur ajoutée à l'échelle du secteur pour donner une appréciation de la contribution globale du secteur à un système économique national donné. Dans certains cas, on souligne également la différence qui existe entre les produits destinés au marché intérieur et ceux destinés à l'exportation, afin de fournir une indication sur les flux économiques liés au secteur analysé et sur la balance commerciale de la nation concernée.

Les bilans sectoriels peuvent également mettre en évidence des *mesures de productivité* de l'activité d'extraction sur la ressource sur une base physique et matérielle ou monétaire. Ces mesures établissent un lien plus explicite avec la pression exercée sur le milieu dans la mesure où les indicateurs de productivité révèlent mieux la capacité d'un secteur et d'une filière économique à bien utiliser les ressources.

Également, on remarque depuis peu la volonté de prendre en compte dans ce type de bilan des indicateurs relatifs à la réduction des pressions. Par exemple, on indique les efforts de reboisement, d'ensemencement de poissons ou les travaux visant la protection des sols agricoles. Ces indicateurs témoignent de la volonté d'assurer la pérennité du capital naturel. L'approche récemment mise de l'avant par le Conseil canadien des ministres des forêts (1995) et la Déclaration de Santiago (Chili) (Service canadien des forêts, 1995), de même que celle adoptée par Schipper (1997) sur l'énergie vont en ce sens. Les secteurs économiques sont donc analysés

non plus uniquement en fonction des valeurs marchandes mais également en fonction des valeurs écologiques qu'elles modifient. De manière encore plus poussée et renversant d'une certaine manière la perspective des bilans sectoriels, on retrouve désormais des bilans axés sur les impacts environnementaux d'activités comme l'agriculture à l'échelle de bassins hydrographiques tels que celui de la rivière L'Assomption (Délisle *et al.* 1998) et ceux des rivières Chaudière et Yamaska au Québec.

Enfin, de nouveaux secteurs comme le tourisme viennent se joindre à la liste des secteurs visés par ce type d'analyse sectorielle. Dans ce dernier cas, on va cependant plus loin dans la mesure où on propose d'emblée un ensemble d'indicateurs relatifs à la durabilité de cette activité. On établit donc a priori un niveau d'activité durable. À titre d'exemple, le travail du Groupe de travail international sur les indicateurs du développement durable du tourisme, sous l'égide de l'Organisation mondiale pour le tourisme, a dressé une série d'indicateurs relatifs aux pressions (par exemple, avec un double indice d'attrait et de pression sur le site), aux effets (par exemple, le volume de résidus générés sur place) et aux mesures d'atténuation des dommages environnementaux attribuables localement au tourisme (World Tourist Organization, 1993). Dans cette perspective, Manning (1996) va plus loin en précisant d'autres indicateurs propres à la capacité de support de l'écosystème considéré, ce qui fixe un niveau d'exploitation durable à partir duquel on peut juger de la durabilité de l'activité.

Outre les rapports sectoriels, l'information générée conformément au modèle du bilan sectoriel est souvent intégrée aux bilans environnementaux, dont la portée est plus large que ces rapports sectoriels. Ces derniers, surtout utiles à la gestion des ressources naturelles, traitent cependant peu des effets de la pollution sur les territoires avoisinants[4]. Cela dit, il existe tout de même des tentatives visant à concilier l'analyse des filières de production et leurs effets appréhendés. L'étude de Van der Voet et *al.* (1995) sur le cycle industriel du chlore emploie un mode d'analyse appuyé sur quatre niveaux d'impacts : (a) impact au niveau élémentaire (par exemple, le Cl), (b) impact au niveau moléculaire (par exemple, les CFC), (c) impact au niveau

[4] Pour plus d'exemples de ce type de bilan, on pourra consulter les rapports sectoriels annuels de Pêche et Océans Canada, ceux de Forêts Canada et du ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, ainsi que ceux du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

de la matière produite (par exemple, les plastiques en PVC) et (d) impact au niveau du produit final (par exemple, les emballages plastifiés). Dans la perspective de ces auteurs, il devient possible de mieux lier les décisions d'ordre économique et les effets environnementaux en prenant connaissance des impacts environnementaux à chaque étape de transformation d'une substance ou d'une matière. Cette approche, potentiellement utile à l'analyse d'une substance, peut cependant difficilement rendre compte de plusieurs substances sur le plan pratique. Il est en effet coûteux de procéder de cette manière. Néanmoins, l'évaluation environnementale par filière s'avère souvent révélatrice de la multiplicité des liens entre une activité économique et ses effets sur le milieu naturel.

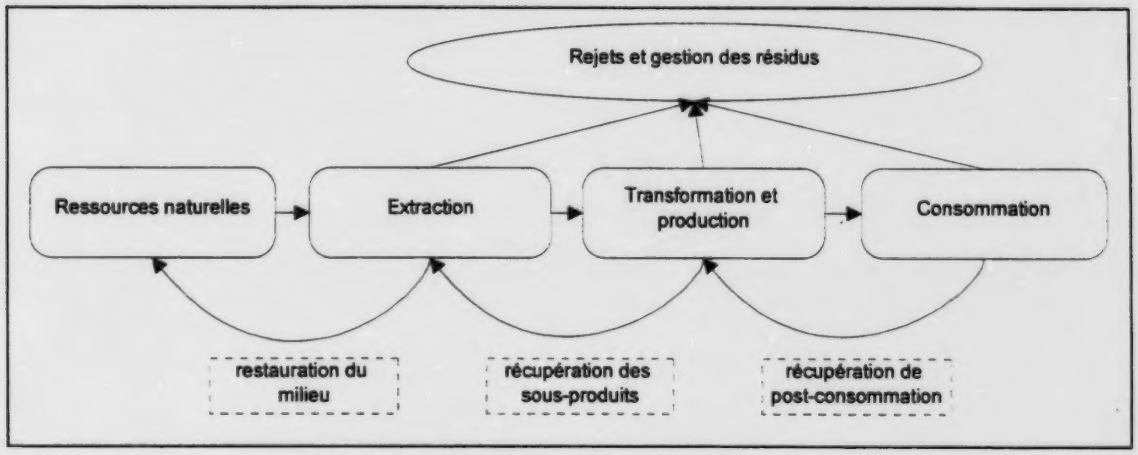

Figure 6 Modèle d'un bilan sectoriel

3.3 LES INDICES SYNTHÉTIQUES

À l'intérieur, ou en parallèle, des modèles présentés, il y a également la possibilité d'élaborer des indicateurs dont le degré de synthèse et d'intégration de l'information est plus poussé. Articulant de manière cohérente un ensemble d'informations apparentées, les indices constituent des indicateurs à valeur informationnelle ajoutée à cause de la quantité et de la qualité d'informations qu'ils véhiculent et organisent de manière cohérente. Un certain nombre

d'initiatives, qui rendent compte de la diversité des indices disponibles et de leur champs d'application, sont présentées dans les paragraphes qui suivent. Pour en faciliter l'illustration, les indices ont été groupés en cinq catégories : les indices économiques du capital naturel, les indices de la qualité de vie, les indices de communautés biologiques, les indices de qualité des milieux et les indices de pressions environnementales.

3.3.1 Les indices économiques du capital naturel et de durabilité

Les indices économiques du capital naturel et de durabilité ont surtout été élaborés au cours des années 1980 et 1990. Ces indices se répartissent en trois grands groupes, soit les indices des dépenses relatives aux mesures de contrôle de la pollution (coûts des dommages), les indices des dépenses visant à améliorer l'état du capital naturel (valeur des ressources) et les indices de durabilité (bien-être économique corrigé, indice de progrès et d'emprise écologique).

Dans le premier cas, l'indice des dépenses pour lutter contre la pollution est utilisé pour corriger le PNB de manière à tenir compte de la dépréciation de l'environnement occasionnée par les effets de cette pollution (Daly et Cobb, 1989). Cette correction, une fois apportée, permet d'obtenir un portrait plus juste de l'activité économique productive et de la richesse générée. Bien que ce type d'indice s'avère utile à une évaluation plus conforme au développement durable, il existe pour l'instant peu de tentatives globales en ce sens au Canada ou au Québec. Au Canada, on compte quelques évaluations des dépenses pour protéger l'environnement, effectuées à partir des mesures de conformité environnementale adoptées par les entreprises (équipements et opérations d'assainissement, surveillance, etc.) et les administrations publiques dans les années 1990 (voir Statistique Canada, 1997). À ce chapitre, il faut retenir l'évaluation des coûts attribuables à l'application de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) (voir Gaston, 1993a), qui fournit une appréciation monétaire minimale des dépenses allouées à la protection de l'environnement, ainsi que l'évaluation plus spécifique relative à la réglementation du secteur des pâtes et papiers (Gaston, 1993b). Les mesures des dommages sont par contre généralement négligées par ce type d'indice, d'où la difficulté d'établir une relation entre l'effort monétaire déjà consenti et la valeur des dommages à compenser.

Par ailleurs, les indices des dépenses pour l'amélioration du capital naturel intègrent le calcul de la valeur du capital naturel (total et marginal) en incluant les pertes et les efforts de mise en valeur et de restauration de ce capital. Ce type d'indice permet de suivre l'état des ressources en tenant compte des valeurs marchandes (valeur ajoutée liée à la transformation) que représentent ces ressources. Cependant, pour que l'indice puisse être utilisé à l'échelle nationale, il faudrait que la valeur de l'ensemble des stocks de ressources disponibles et exploitables puisse se traduire sous une forme monétaire.

À ce chapitre, une initiative particulière de comptabilisation des ressources au Canada a été entreprise par Statistique Canada (1992). Celle-ci concerne la comptabilité physique et monétaire des réserves de gaz naturel et de pétrole (*crude oil*). Cette évaluation se fondait sur la connaissance des réserves, sur la valeur marchande des produits et la valeur attendue de la vente des ressources extraites. En présentant une estimation globale du stock disponible des ressources, l'évaluation n'en révèle pas moins une seule fonction, celle de la production d'énergie, et ne cherche pas à comptabiliser les effets environnementaux de l'activité, comme la dégradation des sols causée par l'extraction ou une utilisation des mêmes lieux à d'autres fins.

Cette critique peut s'appliquer à l'évaluation d'ensemble des ressources naturelles qui constituent également des lieux d'activités diverses (polyvalence d'usages) et des milieux de vie. Ainsi, outre les valeurs commerciales qui sont plus faciles à obtenir à cause de l'existence de marchés bien organisés, l'évaluation monétaire des ressources doit pouvoir s'appuyer sur les diverses formes de leur valorisation collective et privée. Ceci suppose la prise en compte des diverses valeurs d'usage (*user value*) que l'on associe généralement aux activités récréatives avec ou sans prélèvements (comme la valeur pour la chasse et la pêche ou l'observation de la nature), la valeur d'option *(option value)* que peut représenter la ressource pour une utilisation ultérieure et la valeur d'existence *(existence value)* liée à la préservation intégrale de la ressource et à l'assurance de sa pérennité (Pearce et Markandya, 1989). Cette approche en trois blocs de la valeur économique totale se retrouve dans de nombreuses publications réalisées par la suite, parfois en utilisant un vocabulaire un peu différent, mais toujours en conservant le principe de séparation des sources de valeur et la dimension temporelle de ces valeurs.

Il faut alors réaliser différentes estimations en s'appuyant sur diverses techniques (par exemple, la mesure du consentement à payer ou *willingness-to-pay*, les transferts de valeur, etc.) que l'on doit par ailleurs utiliser avec précaution. Comme le souligne Smith (1992) relativement aux transferts de valeur d'un lieu à un autre, on doit tenir compte des conditions géographiques et sociales particulières où se fait l'évaluation. À cela, Brouwer (2000) ajoute qu'il faut tenir compte de questions plus fondamentales, comme la stabilité du jugement et des préférences des répondants aux sondages relatifs au consentement à payer dans divers contextes et à divers moments.

Les indices de correction des comptes de la production économique (dépenses de contrôle de la pollution au sein du PNB ou PIB) et de l'évaluation du capital naturel sont particulièrement utiles au suivi du flux net de la richesse économique (sans dépréciation) attribuable à la qualité de l'environnement et des ressources naturelles. À terme, ce type d'indices vise à aider la décision en identifiant les activités les plus durables au sein d'une société. Cela dit, la principale difficulté consiste à suivre dans le temps l'évolution des valeurs et des stocks et à analyser le découpage qui survient lorsque certains effets sur l'environnement (*externalités)* sont sous-estimés, sinon omis, ou encore lorsque l'état des stocks n'est pas bien reflété par la valeur marchande des ressources.

En ce qui a trait aux indices de durabilité, trois exemples particuliers ont retenu l'attention d'organismes internationaux. Le premier se rapporte à l'évaluation, sous toutes ses formes, du capital total d'une nation. À ce propos, Hamilton (1996) et Serageldin (1995) ont cherché à réaliser un indice de richesse collective qui additionne le capital construit nécessaire à la mise en valeur des ressources (financier et infrastructurel), le capital naturel (ressources)[5] à la base de la richesse et le capital humain (coûts de formation et d'éducation) et social (coûts de gestion des institutions publiques) qui soutiennent les forces productives. Ces auteurs ont tenté alors, et à titre exploratoire, d'élargir la conception de la richesse économique à l'ensemble des activités d'un pays et du support institutionnel qui soutient la mise en valeur du territoire, d'où la somme des diverses formes de capital pour en arriver à un capital total (figure 7).

---

[5] Une évaluation économique réalisée par Costanza *et al.* (1997) visait à mesurer la valeur totale de l'ensemble des écosystèmes sur la planète à partir de leurs principales fonctions productives et de support couramment reconnues.

Capital total = capital *construit* + capital *naturel* + capital *humain* + capital *social* ou *institutionnel*

Figure 7 Équation de la richesse totale des nations

Deux autres avancées récentes peuvent être citées pour compléter le profil des indices de correction du PNB. La première concerne le baromètre de la durabilité *(sustainability barometer)* conçu pour orienter le développement régional en tenant compte de variables propres aux écosystèmes et au bien-être humain. Cet outil aide à trouver des zones de compatibilité entre les deux dimensions et à déterminer un chemin critique entre un développement jugé non durable et un développement durable (voir Hardi *et al.*, 1997). Si la tentative de lier la dimension écologique et la dimension économique demeure louable, la pondération des variables utilisées pour calculer chaque indice et la compatibilité entre les deux dimensions demeurent problématiques et fort subjectives. Il reste que l'intérêt de l'indice réside dans la possibilité qu'il offre d'élaborer des mesures adaptées à l'échelle régionale.

En second lieu, l'indice de progrès réel *(Genuine Progress Indicator)* vise à réaliser une ambitieuse correction de la mesure de la richesse collective en fonction d'une vingtaine de variables complémentaires au revenu personnel disponible. Il apparaît utile de présenter ces variables pour bien voir comment le principe de durabilité peut répondre à des préoccupations diverses plus larges que la seule dimension économique, sociale ou environnementale.

La valeur de départ de l'indice est la valeur économique des dépenses de consommation de biens et services (à la base incidemment du PNB). Cette valeur est ensuite ajustée pour tenir

compte de l'inégalité des revenus (indice Gini). Puis, cette valeur est bonifiée par l'ajout d'une valeur qui cumule le temps alloué aux travaux ménagers, à l'éducation des enfants et aux activités bénévoles, dévoilant ainsi la valeur sociale de l'activité non marchande des ménages. Ensuite, la valeur des investissements consentis par les ménages pour l'acquisition de biens durables personnels et publics, comme le réseau de transport, est additionnée.

De cette somme, sont soustraites ensuite des dépenses imposées par la vie moderne comme les coûts sociaux et dépenses des ménages liés aux actes criminels envers la propriété, aux divorces ou séparations, aux horaires de travail trop chargés (pertes de temps de loisir), au sous-emploi, à la conservation des biens personnels (coûts de remplacement), aux déplacements obligés pour le travail (congestion routière et perte en temps), aux accidents d'automobile (dépenses préventives, médicales, etc.).

En ce qui a trait aux variables liées plus directement à l'environnement biophysique, on déduit la somme des dépenses privées et collectives pour lutter ou atténuer les effets de la pollution de l'air et de l'eau (achats de filtres, etc.) et les pertes d'usages associées à la pollution de l'eau, pour réparer les dommages causés par la pollution atmosphérique aux propriétés. On soustrait également la valeur des nuisances associées à l'augmentation du bruit ambiant (valeur des pertes d'audition), la valeur des espaces naturels perdus comme les milieux humides, la valeur productive perdue en terres agricoles à cause de l'urbanisation, la valeur des pertes associées à l'exploitation des ressources non renouvelables (coût de remplacement), les dommages à long terme associés au réchauffement atmosphérique et les coûts de l'amincissement de la couche d'ozone et, enfin, la valeur des pertes d'anciens peuplements forestiers (pertes liées notamment à l'érosion accrue des sols).

En dernier lieu, il faut intégrer à l'indice les investissements réalisés au chapitre du maintien du capital disponible afin d'amortir sa dépréciation et les emprunts (nets) contractés à l'étranger. L'indice GPI est ensuite calculé sur la base du nombre d'habitants, puis comparé au PNB (Produit national brut) par habitant. Selon les résultats d'Anielski et Rowe (1999) et le calcul appliqué aux États-Unis où a été élaboré cet indice, la richesse par individu en 1997 atteignait environ 7300 dollars U.S. selon le GPI et 27 200 dollars U.S. selon le calcul du PNB. Selon ce même calcul et lorsque l'on compare les données historiques, il y a une très lente

évolution du GPI par rapport au PNB : 6800 dollars U.S. pour le GPI en 1960 contre un peu plus de 12 500 dollars U.S. pour le PNB en 1960.

Si cet indice de la richesse économique GPI permet de corriger le portrait parfois idyllique du PNB, il ne jouit pas du même soutien institutionnel, ni des mêmes moyens financiers que le PNB pour en assurer la mesure; cela n'empêche pas de constater que le PNB demeure une mesure qui tend à surévaluer la richesse d'une nation.

Enfin, l'empreinte écologique (*ecological footprint*) est un indice qui vise à rendre compte de la pression d'une population sur le capital de ressources naturelles, et ce, indépendamment du lieu où sont prélevées ces ressources. Cette notion, d'abord élaborée par W.E. Rees et M. Wackernagel en 1994, s'inscrit comme une critique de l'économie néo-classique et de son incapacité à tenir compte de la raréfaction physique des ressources et des perturbations multiples sur le territoire à long terme (Rees et Wackernagel, 1999). Critiquant le « métabolisme industriel » des sociétés occidentales qui consomme massivement et intensivement les ressources (Rees, 1999), Rees a fondé l'indice d'empreinte écologique sur la quantité de sol et d'eau nécessaire au soutien des activités économiques d'une population donnée à un moment donné (Rees, 2000a). La mesure qu'il retient se résume ainsi au nombre d'hectares de sol ou au volume d'eau consommés par habitant pour une population donnée, l'exemple de Vancouver au Canada lui servant de premier exercice. Enfin et comme il le dit lui-même, il s'agit plus d'un instantané (*snapshot*) de la pression exercée sur la capacité de support du milieu biophysique que d'une forme de modélisation dynamique de la pression sur un milieu (Rees, 2000b).

Cela dit, il demeure difficile de comptabiliser l'ensemble du flux de matières et d'énergie consommées en un lieu et donc d'adopter une perspective essentiellement territoriale, sans égard à la nature des échanges et aux inégalités sociales qui existent sur ce même territoire. Ces inégalités impliquent notamment qu'une classe sociale donnée n'a pas le même poids qu'une autre quant aux choix de production à l'origine des pressions environnementales et que les individus n'ayant pas les mêmes moyens de consommer n'ont pas tous un poids égal sur la dégradation des ressources. Conscient de certaines insuffisances, Rees (1999) reconnaît cependant que cet indice doit être complété par d'autres mesures économiques et sociales.

3.3.2 Les indices de qualité de vie

L'élaboration d'un indice de qualité de vie est en soi un travail complexe puisqu'il n'y a pas d'accord sur la « meilleure approche » et les variables constituantes de l'indice. Cependant, dans la littérature, deux grandes approches permettent de cadrer de tels indices, l'une que l'on peut qualifier d'objectiviste, et l'autre, de subjectiviste.

L'approche objectiviste tente de définir la qualité de vie comme un assemblage de dimensions bien identifiées et quantifiables. Parmi les données retenues, se trouvent des variables structurelles liées au monde du travail (par exemple, l'emploi, les revenus et les inégalités régionales) et des variables liées à l'accessibilité (ou à la privation) aux espaces publics, à l'éducation, à la sécurité et à la santé publique (Hankiss, 1978[6]). Dans certains cas, ces variables peuvent être assimilées à des besoins jugés essentiels. À titre d'exemple, Beesley et Russwurm (1986) ont relevé les aspects suivants dans leur synthèse de la littérature existante : l'éducation, le loisir, la santé et les services médicaux, le travail et l'emploi, le transport, l'environnement social, la consommation et l'épargne, l'environnement physique (esthétique), l'alimentation, la sécurité sociale (services d'aide sociale), la sécurité, la justice et la participation démocratique. L'importance de ces « besoins » demeure toutefois relative, comme l'a fait remarquer Mentzel (1998) en soulignant la diversité des modes de vie. Comme il le souligne, il est nécessaire d'élargir la conception de bien-être et de qualité de vie à une combinaison plus large de dimensions de la vie humaine et d'indicateurs afin d'établir un équilibre entre l'avoir (*having*), l'attachement (*loving*) et un sentiment de bien-être personnel (*being*). En effet, si certains besoins correspondent bien aux sociétés occidentales développées, il n'en va pas nécessairement de même pour d'autres sociétés, où les signes de richesse et d'intégration sociale peuvent être différents. Par conséquent, l'idée de bien-être personnel n'est pas nécessairement assimilable à une liste de besoins particuliers et universels considérés comme étant stables dans le temps et capables de transcender toutes les cultures.

Néanmoins, malgré les difficultés de comparer les indices quantitatifs d'une culture à l'autre, le PNUE (1995) réalise depuis quelques années un profil des pays des Nations Unies à

---

[6] Hankiss (1978) souligne trois dimensions relatives aux indicateurs de qualité de vie : la distribution des valeurs au sein de la société (iniquités), les productions au sein de la société (biens et services) et les perceptions sociales.

partir d'un indice synthétique de développement humain (IDH) qui présente un certain intérêt. L'IDH tente ainsi de résumer le développement de chaque pays en mettant l'accent sur les variables du revenu par habitant, du taux de mortalité infantile et du taux d'analphabétisme (PNUE, 1995). De manière générale, le choix des indicateurs retenus pour cet indice favorise le Canada, bien que récemment, le choix d'un indicateur relatif à la pauvreté dans les pays industrialisés soit venu ternir ce profil, reportant le Canada en 9^{e} position (UNDP, 1999). Il faut toutefois souligner que ce type d'indicateur n'intègre pas encore bien la dimension physique de l'environnement, malgré une volonté déjà exprimée en ce sens.

La seconde approche, qui tente de répondre aux critiques faites à l'approche objectiviste, insiste plutôt sur l'idée de satisfaction et de perception de la qualité de vie. À ce titre, l'impression d'être en santé et en sécurité, la perception d'un milieu soustrait à diverses nuisances ou d'un lieu d'esthétique agréable constituent des variables révélatrices de la qualité de vie. L'indice de qualité de vie subjectif, plutôt que de miser sur l'existence d'un phénomène concret et externe à l'individu, insiste sur son expérience et la conscience qu'il a de son rapport avec son environnement (Beesley et Russwurm, 1986), de même que sur sa perception de la « qualité » de son environnement (Milbrath, 1978). Cette dernière approche demeure plus près des dimensions émotionnelles et affectives de l'individu (Eyles, 1990) et vise à intégrer un nouveau type d'indicateurs sur les attitudes à l'égard de l'environnement. Ces mesures, encore négligées (Department of Economic and Social Affairs, 1999), se révèlent utiles à l'étude de dimensions comme l'engagement et l'intendance de type communautaire (*stewardship*) font l'objet d'une certaine attention dans le cadre des indicateurs pour les Grands Lacs (voir Bertram et Stadler-Salt, 1998). Il demeure que ce type d'analyse peut occulter des enjeux qui dépassent le cadre individuel. C'est pourquoi les indices de type objectiviste demeurent un utile complément aux indices de type subjectiviste et qu'ils doivent être analysés suffisamment longtemps pour que l'on puisse bien dégager des tendances.

3.3.3 Les indices d'intégrité biotique

Les indices écologiques et de communautés biologiques constituent un ensemble de mesures agrégées destinées à répondre aux besoins d'évaluation de l'état d'un écosystème ou

d'une communauté. Ce type d'indices consiste à intégrer une série de mesures individuelles sur diverses espèces-clés représentatives du modèle d'une communauté, qu'elle soit associée au milieu aquatique, semi-aquatique ou terrestre.

L'intérêt premier de ces indices réside dans leur capacité à considérer simultanément plusieurs espèces en tant que communauté vivante. Élargissant notamment la perspective des indices plus classiques de diversité et d'abondance, de même que des analyses de regroupement et autres analyses multivariées, les indices d'intégrité biotiques visent à tenir compte particulièrement de la richesse en espèces d'une communauté, de sa structure trophique et de la santé des espèces (Loranger *et al.*, 1990). Ces indices complètent par ailleurs ceux qui se rapportent aux « traceurs » biologiques (Berryman et Richard, 1990), aux espèces indicatrices ou sentinelles, utiles au suivi de la pollution et des toxiques en particulier.

Au Québec, on compte notamment des indices pour la faune avienne (Loranger *et al.*, 1990), les communautés de poissons (Martel et Richard, 1996) et les communautés benthiques (Pelletier et St-Onge, 1996), indices qui sont appliqués aux principales rivières (Richard *et al.*, 2000), puis des indices pour le périphyton (Vis *et al.*, 1998) et les communautés de parasites (Marcogliese et Cone, 1997) chez les poissons du Saint-Laurent.

Ces indices, utiles à l'évaluation de la qualité de la biodiversité, servent plus difficilement à l'alerte rapide (*early warning*) de réactions à des pressions particulières. Pour un portrait plus complet des indicateurs d'intégrité biotiques et autres indicateurs biologiques, on pourra consulter l'article-synthèse de Karr (1990), le rapport de Sheehy (1989), celui de Berryman (1990) ou la thèse de Parker (1991) qui en présentent un certain nombre, de même que les très nombreuses monographies traitant de ce sujet.

Une utilisation efficace de ces indices requiert de choisir les espèces en fonction de leur représentativité de la communauté (espèces caractéristiques suffisamment bien distribuées) et de disposer d'une quantité suffisante de données pour obtenir des conditions de base ou des points de référence (*baseline*) utiles à l'interprétation et fiables. Enfin, la valeur économique et sociale des espèces devrait aussi être considérée dans le choix de l'indicateur. À titre d'exemple, il faut souligner le travail réalisé par de Lafontaine *et al.* (1999), qui tient compte de la dimension socio-

économique des espèces pour optimiser une stratégie de suivi de la contamination de la communauté de poissons du Saint-Laurent.

3.3.4 Les indices de qualité des milieux (eau, air, sol)

Élaborés surtout au cours des années 1970, les indices de qualité des milieux se rapportent à l'eau, l'air, les sols ou les sédiments, médiums du transport ou de l'accumulation des contaminants. C'est ainsi que les indices de qualité des milieux font généralement référence à des seuils de risque ou d'exposition relatifs à la santé humaine, à des usages ou à des espèces.

À ce chapitre, l'indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau au Québec (l'IQBP) sert à donner une appréciation globale d'un cours d'eau en fonction d'un certain nombre de considérations sanitaires et écologiques. L'indice, élaboré à partir d'une dizaine de variables, permet de classifier les cours d'eau en cinq grands groupes en fonction de la fréquence des dépassements des critères ou des recommandations en vigueur pour divers usages comme la baignade et la qualité de l'eau brute pour l'alimentation, la protection du plan d'eau contre l'eutrophisation et la protection de la vie aquatique (Hébert, 1999). Cet indice est fort utile à l'analyse comparative des tronçons d'une même rivière et à celle de divers plans d'eau. Le besoin d'informations relatives à la qualité de l'eau est également reconnu aux États-Unis, où il existe une banque de données pour l'ensemble de ce territoire à partir d'indicateurs propres aux bassins hydrographiques et représentés sous une forme cartographique (voir EPA, 1999).

Les indices de qualité des milieux demeurent cependant quelque peu statiques. En effet, ils supposent une standardisation des mesures, un choix limité de paramètres et la détermination de seuils stables pour être comparés dans le temps. Également, le constat général réalisé à partir de l'indice peut oblitérer le fait qu'un paramètre particulier s'avère critique. Ces problèmes ont déjà été exposés par SOMER (1994) dans une tentative d'établir un indice synthétique de qualité des sols. Enfin, lorsqu'un indice est modifié pour inclure de nouveaux paramètres, il faut s'assurer de facteurs de corrections qui permettent la comparaison d'anciennes données avec les nouvelles.

Si les indices synthétiques sont très utiles à l'évaluation d'un milieu particulier, ils ne permettent toutefois pas de faire ressortir les liens dynamiques entre un milieu et un autre. Il est en effet difficile de réaliser des indices capables de s'appliquer simultanément à l'eau, l'air et le sol.

Tout au plus peut-on s'assurer que l'on se préoccupe de certains contaminants similaires et que l'on uniformise l'information en se limitant à suivre les dépassements de seuils, de critères ou de normes relativement aux divers contaminants sélectionnés, à l'instar de la proposition de Gosselin *et al.*, (1993) pour l'air et l'eau.

3.3.5 Les indices de pression environnementale

Les préoccupations sociales relatives aux sources de pollution, qui ont cours depuis les années 1970, ont amené certains chercheurs à élaborer des indices synthétiques de pression afin d'aider les décideurs à cibler leurs interventions en matière de dépollution ou d'interventions physiques dans le milieu.

Parmi ces indices, deux ont une grande utilité dans l'évaluation des rejets toxiques. Ce sont l'indice Chimiotox et l'indice BEEP (Barème d'effets écotoxiques potentiels), conçus dans le but d'évaluer l'effort de réduction des rejets liquides toxiques des établissements industriels prioritaires visés par le Plan d'action Saint-Laurent. L'indice Chimiotox, d'abord, se calcule en multipliant la quantité de contaminants organiques et inorganiques dans un effluent industriel par le facteur de toxicité de chaque contaminant (à partir des critères de toxicité). Cet indice permet d'évaluer la charge toxique des rejets liquides d'une industrie, puis de comparer des industries de secteurs différents et de mesurer l'effort de dépollution de chaque industrie et de chaque secteur industriel (Legault et Villeneuve, 1992). L'indice Chimiotox peut aussi servir à évaluer les charges de contaminants dans les effluents des stations d'épuration des eaux ou celles transportées par les cours d'eau. Par ailleurs, le BEEP permet de mesurer directement l'effet de rejets toxiques sur des bactéries, des algues et des crustacés utilisés comme espèces représentatives du milieu aquatique. Cet indice sert à classer les industries selon leur impact potentiel toxique sur le milieu (Costan *et al.*, 1992). Le BEEP aide donc à déterminer le poids relatif de chaque industrie quant à sa contribution à la dégradation potentielle du milieu. Ces deux indices ne sont toutefois pas uniques, puisque de nombreux tests de toxicité des rejets ont été mis au point ces dernières années.

D'autres types d'indices sont utilisés pour mesurer les perturbations physiques subies par un milieu. À ce chapitre, on pense notamment aux indices d'artificialisation des rives ou des

berges. Ces types d'indices ont déjà permis de préciser les proportions de rives artificialisées à partir d'estimations des longueurs de rives affectées par des activités de remblayage, d'érosion, de dépôts de déblais, etc. (voir Armellin et Mousseau, 1999) ou encore à partir des affectations du territoire déterminées dans le cadre des schémas d'aménagement des MRC (voir Jourdain *et al.*, 1999). Là encore, il s'agit d'un nombre très limité d'exemples pour un champ d'analyse peu exploré.

Les indices de pression environnementale rencontrent des contraintes particulières qui ont trait à la nature des perturbations évaluées et à la capacité de bien identifier la source de ces pressions. La pollution diffuse, par exemple, peut difficilement être intégrée à un indice de pression, sinon de manière fort indirecte comme dans le cas de l'agriculture au Québec.

3.3.6 Les indices ou les ensembles d'indicateurs

Malgré leur intérêt certain, les indices synthétiques demeurent néanmoins limités par le choix des variables retenues. En s'appuyant sur l'exemple de l'indice biotique rapporté par Angermeier *et al.* (2000), on dénote un certain nombre de problèmes entourant la validation d'indices dans des contextes régionaux différents. À ce chapitre, ces auteurs soulèvent l'absence de données sur certains paramètres selon les lieux, l'ambiguïté d'interprétation d'une même mesure dans un contexte différent, la difficulté de séparer la part de variations naturelles de celles d'origine humaine, les différences d'étendue spatiale, ainsi que le manque d'uniformité dans la collecte et le traitement des données. De manière générale, on peut aussi dire qu'un indice ne peut se substituer à une compréhension et une description plus complète de la dynamique d'un milieu.

Également, le recours à des indices suppose une capacité adéquate de traitement de l'information, ce qui implique des coûts (et des délais) parfois fort élevés. Puis, le choix d'un indice requiert de l'utilisateur une certaine connaissance des données à la base de l'indice pour en comprendre les implications. Enfin, il est souvent difficile d'établir des liens directs entre des indices descriptifs de l'état d'un milieu et les pressions spécifiques que subit ce même milieu. Des limites ou défis dont il faut tenir compte lorsque vient le temps de choisir des indices.

Dans ce contexte, il apparaît sage de privilégier, comme le souligne Sachs (1995, p. 15), un « tableau de bord au lieu d'un instrument unique de commande ». Cette approche reconnaît

ainsi que plusieurs mesures différentes peuvent s'agencer entre elles pour fournir un profil de l'environnement, avec des données qui ne sont pas commensurables entre elles. Le fait de poursuivre plusieurs objectifs différents, par exemple, milite en faveur d'une approche d'un ensemble d'indicateurs (Meadows, 1998). Également, cette approche est plus avisée lorsqu'il est question de rendre compte d'un système complexe difficilement réductible à une seule mesure ou un seul indice (Farrell et Hart, 1998). Enfin, on peut citer deux exemples du recours à une approche de « tableau de bord » avec le cas de la vingtaine d'indicateurs d'une société durable proposés par Gosselin *et al.* (1993) ou le cas de l'état du Saint-Laurent avec ses 14 caractéristiques essentielles modulées en 23 indicateurs (Centre Saint-Laurent, 1996a). Enfin, tout choix d'indices synthétiques ou inversement d'indicateurs moins complexes doit demeurer cohérent, et les outils choisis doivent se compléter. Cela suppose, comme le dit bien Theys (2000, p. 85), de se « mettre d'accord sur une architecture avant d'empiler les briques » pour obtenir une information cohérente avec la notion de développement durable.

3.4 UNE APPROCHE-SYNTHÈSE DES GRANDS TYPES D'INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX

À la lumière des critiques antérieures mais aussi de la nécessaire complémentarité des divers types d'indicateurs, le modèle pression-état-réponse (figure 8) convient le mieux à une organisation rationnelle des indicateurs. Ce modèle relativement simple a notamment été élaboré à la suite des approches retenues par l'OCDE et Environnement Canada afin de situer les indicateurs dans un cadre de relations fonctionnelles.

L'approche ou le modèle pression-état-réponse (P-E-R) permet, outre la reconnaissance d'une grande diversité d'indicateurs environnementaux, de réaliser un bilan qualitatif plus large que les bilans de matière-énergie ou les profils sectoriels, sans tomber dans le piège d'un modèle inutilement complexe. Il est également possible d'y intégrer, le cas échéant, des indices synthétiques. Cette approche répond aussi à plusieurs préoccupations exprimées notamment dans le cadre d'une démarche de type écosystémique (Burton *et al.*, 1996), où l'évaluation des perturbations se trouve complétée par celle des pressions sur les écosystèmes et des efforts de conservation des caractéristiques fonctionnelles de ces écosystèmes. Cela dit, les déterminants

structurels et culturels qui sous-tendent les jugements sociaux méritent d'être précisés dans ce modèle. Les enjeux de la durabilité du développement doivent en effet être précisés avant que des indicateurs puissent être considérés comme valides et cohérents. Enfin, il est possible, souhaitable sinon nécessaire d'insérer la notion de seuils de qualité dans l'évaluation, de manière à pouvoir comparer l'indicateur à un point de référence.

Sans conclure qu'il s'agit de l'unique approche possible, il faut reconnaître le mérite de ce modèle, qui a su trouver un compromis entre une schématisation complexe de l'environnement, le respect d'une certaine diversité des types d'indicateurs et un cadre fonctionnel et relativement simple.

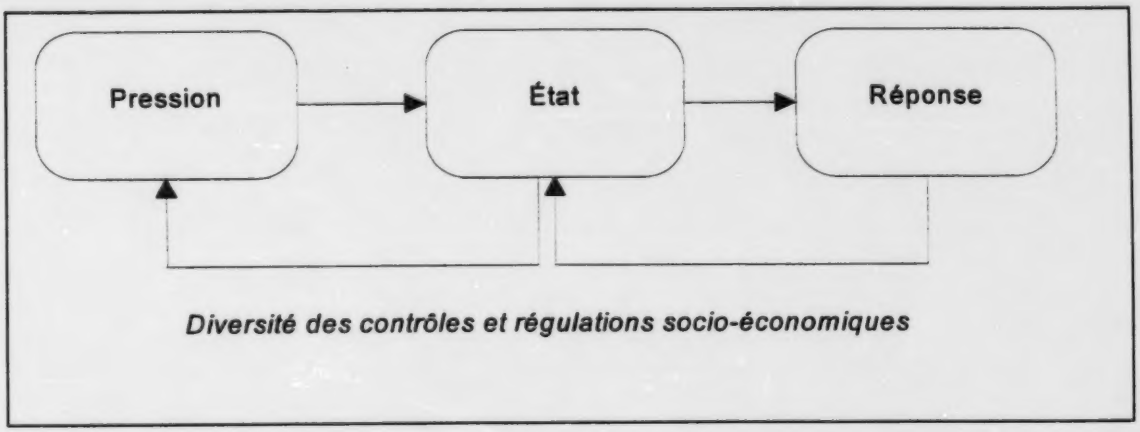

Figure 8 Modèle pression-état-réponse (P-E-R)

3.4.1 Les pressions ou éléments moteurs et l'environnement

Dans le modèle proposé, le premier groupe d'indicateurs réfère à la notion de pression déjà présente dans certains modèles conceptuels présentés mais englobe les indicateurs qui traduisent des agressions d'origine humaine et ceux qui reflètent des catastrophes d'origine naturelle. La notion de pression ainsi révisée peut être définie comme « toute caractéristique liée à une intervention humaine ou provenant d'une perturbation naturelle d'envergure initiant ou susceptible d'initier un changement dans l'état de l'environnement et, par le fait même, dans

d'autres activités humaines ». Cette définition, dont l'intérêt est avant tout d'ordre pratique, suppose que diverses activités et divers phénomènes entraînent des perturbations dans l'ordre écologique et socio-économique établi. De toute manière une pression n'est pas nécessairement mauvaise. Les pressions peuvent en effet être une source d'adaptations, d'apprentissages ou de changements (Statistique Canada, 2000). Le recours récent à la notion de forces motrices ou d'éléments moteurs (*driving forces*), introduite par la Commission sur le développement durable de l'ONU (Buchinger *et al.*, 1999), veut justement la substituer à celle de pression pour éviter la connotation négative que cette dernière entretiendrait chez les usagers de l'information environnementale. Les indicateurs de pression peuvent donc être considérés également comme des indications des forces structurantes de l'environnement biophysique et socio-économique.

Cette dualité des indicateurs est un cas que l'on rencontre ailleurs. Par exemple, le PNB est à la fois un indicateur de développement économique mais aussi un indicateur indirect de la pression démographique et économique sur les ressources. Il s'agit donc de bien comprendre la dualité et de trouver certains correctifs aux indicateurs comme dans le cas des indices de développement durable.

3.4.2 L'état de l'environnement

Les indicateurs d'état de l'environnement font plus directement référence à l'organisation des connaissances *particulières d'une société ou d'un groupe d'individus (scientifiques ou non) sur leur milieu de vie et à la stabilité qu'elle ou il attribue à ce milieu.* Dans ce contexte, les indicateurs révèlent une *analyse de la qualité attribuée aux éléments qui composent ce milieu, de l'état fonctionnel de ce milieu et de la capacité adaptative des organismes, des espèces, des communautés ou des écosystème à réagir à de multiples sources de pression qui s'exercent sur eux.* Les indicateurs vont aussi privilégier les interactions du non-vivant et du vivant dans la mesure où l'« état » se rapporte aux conditions de vie des organismes.

Certes, l'état de l'environnement peut être compris de manière restrictive et limitée aux formes de vie excluant les sociétés humaines, mais il est plus juste d'intégrer l'être humain dans le système d'informations environnementales. Les indicateurs d'état de l'environnement seront d'autant plus pertinents qu'ils sauront lier les conditions biophysiques aux divers usages, comme

c'est le cas, par exemple, de l'indicateur de baignade qui s'appuie sur une mesure de coliformes pour déterminer les conditions sanitaires d'accès à l'eau.

L'indicateur d'état doit aussi être situé dans la dynamique du système dont il révèle un aspect. Ainsi, les mesures peuvent révéler de multiples discontinuités et périodes de latence, des cycles et des périodicités particulières qu'il faut reconnaître afin de bien comprendre ce que révèle l'indicateur d'état. Enfin, il faut aussi bien comprendre la capacité de résistance du système et sa capacité adaptative, donc bien cerner l'échelle du système et son histoire. Plusieurs échelles et périodes temporelles pourront être considérées dans le choix des indicateurs d'état.

3.4.3 La réponse et l'environnement

La « réponse », qui implique l'idée de précaution, de correction et d'adaptation de l'action, complète le modèle à trois blocs des indicateurs environnementaux. Cette notion fait référence *à la volonté, à la capacité et à l'habileté des intervenants sociaux de réduire les pressions et (ou) les effets observés ou appréhendés, à les corriger ou à s'adapter à ces dernières*. La réponse est une action humaine, individuelle ou collective, privée ou publique, entreprise pour corriger certaines dysfonctions ou insuffisances reconnues dans l'exploitation, l'opération et la gestion des ressources et des milieux qui supportent ces ressources. Il est nécessaire ici de souligner que la réponse implique une décision et non seulement une réaction.

Dans la présente perspective, s'il y a une réponse, c'est qu'une demande collective (plus ou moins ciblée), donc un enjeu environnemental (dont les incidences touchent à la fois les dimensions biophysique et sociale), a été identifiée. La combinaison des réponses des divers intervenants à un problème constitue la « réaction sociétale » (Environnement Canada, 1995), au sens où les justifications des actions engagées sont essentiellement liées à un contexte social donné, soit un ensemble de valeurs et de pratiques que l'on peut situer au niveau géographique et historique.

De façon générale, la réponse correspond à une modification effective des pratiques. On peut alors tenter de regrouper ces pratiques en quelques grandes catégories. Ainsi, parmi les réponses observées, on peut distinguer (a) les mesures d'*incitation* qui fixent l'orientation générale des pratiques à venir et structurent la demande de biens et de services; (b) les mesures de

sensibilisation ou d'éducation qui visent à influencer à terme le comportement d'un acteur ou d'un groupe d'acteurs sociaux; (c) les mesures de *prévention* qui visent à limiter directement à la source les effets possibles d'une activité; (d) les mesures de *contrôle* qui visent l'atténuation des effets indépendamment des sources; (e) les mesures de *restauration* qui s'appliquent aussi bien aux conditions qui favorisent une espèce qu'à l'espèce elle-même; et (f) les mesures de *valorisation* qui cherchent à augmenter la valeur environnementale et socio-économique d'un élément de l'écosystème ou d'un écosystème. Cette catégorisation, même sommaire, souligne néanmoins le besoin de tenir compte d'une variété de réponses dans l'analyse des efforts engagés pour atténuer les pressions et améliorer l'état de l'environnement.

Le changement des pratiques doit également être précisé en fonction du type particulier de réponse (tarification au coût marginal ou application du principe de redevances, imposition de modalités de contrôle technique, recours aux évaluations scientifiques, instaurations de mesures légales, etc.), de l'étendue des activités qui sont visées par la réponse (acteur spécifique, ensemble d'une filière économique, territoire géographique, etc.), de l'intensité de la réponse (interdiction, autorisation limitée, etc.) et de sa durée (récurrence).

La réponse doit aussi intégrer la notion de « gouvernance », qui suppose un partage des responsabilités ainsi que l'exercice des pouvoirs entre l'État, les entreprises et les communautés (Stoker, 1998). À ce chapitre, il est intéressant de prendre en considération de nouveaux indicateurs révélateurs de pratiques communautaires comme on en retrouve dans le guide de Santé Canada (1995) et dans l'ouvrage de Kretzmann et McKnight (1993) ou de l'initiative relative aux indicateurs pour des communautés durables au Canada en milieu urbanisé (CLRE, 1998).

Enfin, certaines réponses doivent être analysées en conjonction avec d'autres afin d'apprécier dans quelle mesure leurs effets et leurs objectifs agissent de manière synergique ou antagoniste. C'est ici que prend toute son importance l'évaluation stratégique d'un système qui analyse non pas une seule réponse, mais bien un ensemble de réponses afin de mieux dégager les cohérences, les complémentarités ou les failles des mesures entreprises. Ce sont donc les effets croisés des réponses qui nous intéressent dans la mesure où ce sont ces effets qui révèlent l'atteinte ou non d'un point d'équilibre durable des pratiques.

3.4.4 Les indicateurs P-E-R et les objectifs de qualité

Afin d'améliorer la pertinence sociale des indicateurs au sein du P-E-R, il s'avère particulièrement utile d'avoir recours à des bornes ou à des seuils de qualité qui traduisent les limites du milieu telles qu'on les observe et on les comprend par rapport au mode d'exploitation et de mise en valeur du territoire. Ces seuils offrent l'avantage de guider l'évaluation des pressions, de l'état de l'environnement et des réponses appelées à modifier cet état. Les seuils renforcent ainsi l'utilité du cadre P-E-R sur le plan pratique.

Cela dit, puisqu'il est implicitement question d'un jugement de valeur, l'établissement des seuils ne repose pas uniquement sur des considérations scientifiques. Ils résultent en effet d'accords et de négociations où diverses autres considérations, notamment techniques, économiques, sociales et politiques, entrent en jeu et suscitent diverses formes de transactions entre acteurs sociaux (Rémy, 1994).

Pour ce qui est des pressions, les seuils de qualité vont généralement être établis de manière à en atténuer les effets. Par exemple, l'indice Chimiotox sert à estimer la charge toxique des effluents liquides de certaines industries tout en fixant un niveau de réduction de 90 % de la charge pour assurer une conformité à un des objectifs du Plan d'action Saint-Laurent (phase I).

En ce qui a trait à l'état de l'environnement, les seuils de qualité les plus courants ont trait à la notion d'usage et de contraintes d'usage, incluant l'élément de risque pour la santé qui établit un pont avec l'environnement biophysique et les pratiques. Par exemple au Québec, il existe pour le milieu aquatique des critères de qualité de l'eau, établis en fonction de la santé humaine dans le cadre des pratiques d'alimentation en eau brute, des activités de contact (MENVIQ, 1990 et ses mises à jour subséquentes) et de la consommation de poisson (MEF et MSSS, 1995 et ses mises à jour subséquentes). Également, il est envisageable de définir des bornes relatives à la reproduction de certaines espèces comme dans le cas des populations de poissons pour la pêche commerciale ou sportive. Évidemment, la détermination de seuils de qualité devient plus complexe lorsqu'un écosystème ou une communauté comprend des espèces en croissance et d'autres en décroissance, certaines valorisées, et d'autres, pas.

Parmi les réponses possibles, il existe des seuils de qualité destinés à réduire à la source les pressions sur l'environnement, comme les normes qui s'appliquent aux effluents liquides

industriels pour contrôler les pressions à la source, des normes applicables aux milieux ambiants, des bornes ou des seuils utiles à la remise en état des milieux ou, encore, des critères utiles à la mise en valeur du milieu (par exemple, des critères d'aménagement faunique). Dans ce dernier cas, les seuils permettent de prévenir certains effets néfastes et de résoudre à la source divers problèmes environnementaux

Les seuils constituent des bornes essentielles à l'interprétation des indicateurs et permettent de poser un diagnostic. Les objectifs de qualité peuvent alors être formalisés en seuils « universels », déterminés indépendamment des milieux récepteurs, ou être adaptés à la capacité de support des milieux et s'avérer plus ou moins contraignants selon qu'il s'agisse d'une norme légale ou d'un critère au seul pouvoir de recommandation, et selon qu'il existe des mécanismes de contrôle propres à inciter le respect de cette norme ou de ce critère. Dans tous les cas, cependant, on gardera un esprit critique à l'égard de la validité de ces seuils, puisqu'un diagnostic établi à partir de seuils correspond nécessairement à un choix, compte tenu des connaissances scientifiques disponibles, et aux valeurs (sensibilité au seuil) propres à chaque société. Le contexte du diagnostic doit donc toujours être clarifié afin d'en préciser les limites d'interprétation (Meadows, 1998). Par conséquent, les objectifs de qualité s'avèrent nécessaires, même si leur formalisation n'est pas parfaite, au suivi des pressions, de l'état de l'environnement et de l'utilité ou de la pertinence des réponses.

4 Les problèmes de mesure et d'interprétation des indicateurs environnementaux

Outre la structure du modèle, l'interprétation est l'élément-clé d'une approche par indicateurs. En effet, au-delà de la collecte des données et de leur analyse, l'interprétation implique l'établissement d'un diagnostic. On doit alors être capable de prendre position sur l'ampleur, la rapidité et la gravité d'un changement observé, sur la nature et l'effet des pressions et sur la capacité de bien répondre à l'enjeu. Un diagnostic suppose donc non seulement des résultats valides scientifiquement et généralisables, en partie du moins, mais aussi un jugement fondé sur des expériences et des connaissances antérieures. De plus, une part d'intuition est inévitable, compte tenu des limites de nos connaissances et de notre capacité d'interprétation (Beanlands et Duinker, 1983). Également, on ne saurait nier le fait que les interprétations peuvent parfois diverger à cause d'approches théoriques diférentes.

La validation des indicateurs nécessite donc de recourir à des critères plus larges ou plus souples que ceux utilisés par la recherche expérimentale. Comme le souligne LeMoigne (1991) et compte tenu de la complexité des phénomènes et des problèmes auxquels nous sommes confrontés, l'approche la plus honnête et la plus juste consiste à parler de pertinence des résultats par rapport aux objectifs et aux connaissances, et à présenter clairement les choix conceptuels et méthodologiques effectués. Ces considérations amènent à préciser certaines contraintes propres à l'élaboration et à l'utilisation d'indicateurs environnementaux qu'il faut reconnaître avant de proposer des indicateurs particuliers.

4.1 LA SÉLECTION ET LA FORMULATION D'UNE PROBLÉMATIQUE

Pour poser un diagnostic, le choix des indicateurs et leur interprétation demeurent indissociables de la problématique posée, qu'elle soit explicite ou implicite. En effet, le choix d'un indicateur reflète d'abord le problème ou l'enjeu tel qu'on l'a formulé. À ce chapitre et comme nous l'avons déjà soulevé, chaque intervenant formule la problématique dans des termes qui correspondent avant tout à son champ d'intervention et d'intérêt. Les problématiques demeurent

ainsi fortement institutionnalisées dans la mesure où il est question de droit, d'obligation et de responsabilité. Les pressions, l'état et les réponses vont en effet s'articuler en fonction d'une volonté particulière de mieux maîtriser certaines activités, l'état de certains milieux ou les mesures correctrices que l'on veut appliquer. L'examen attentif d'une question comme les gaz à effet de serre est révélateur des choix qui sont posés quant aux effets évalués et aux mesures à prendre. L'exemple du système d'échange de permis de pollution qui s'arrime particulièrement bien à l'économie de marché, illustre bien cette observation et rejoint notamment l'analyse de Perron et Vaillancourt (1999) sur les solutions proposées pour réguler les gaz à effet de serre.

Sans poser de jugement sur la pertinence d'un niveau de problématique par rapport à un autre, la diversité des intérêts et des points de vue contribue à la difficulté de s'astreindre à une seule problématique et à un seul indicateur (Meadows, 1998), et ce, d'autant plus que les enjeux évoluent au cours du temps.

4.2 LES PROBLÈMES DE MESURE

La problématique étant précisée, il reste la question de la mesure. La mesure, aussi « objective » qu'elle puisse être, demeure limitée certes par la variabilité interne du phénomène observé, mais aussi et surtout par des problèmes de variation des valeurs attribuables au mode d'échantillonnage et aux méthodes d'analyse (précision, sélectivité et fiabilité des résultats), à la pertinence de la mesure relativement au problème étudié (validité interne de contenu), à la sensibilité des mesures aux caractéristiques du milieu et à la représentativité des valeurs dans le temps et dans l'espace (généralisation ou validité externe). La fiabilité (reproductibilité) et la validité (pertinence et généralisation) des mesures demeurent donc liées à la compréhension des enjeux, à la qualité des méthodes d'échantillonnage et d'analyse et à l'interprétation des résultats. Sur le plan pratique, on peut aussi ajouter le besoin de vérifier la complémentarité des informations et l'absence de redondance entre les mesures (éviter le chevauchement des variables) .

De plus, dans un contexte où de nombreux intervenants contribuent à définir un enjeu environnemental et au choix des mesures, il devient important de s'assurer d'un accord minimal des parties prenantes à un réseau étendu de mesures. La mesure fait, en effet, l'objet d'une

discussion et d'une négociation au même titre que le choix des enjeux. En prenant comme exemple le suivi de la qualité des eaux des Grands Lacs, on est à même de constater un problème malgré le fait que deux pays, plusieurs États américains et provinces canadiennes participent à un même effort de mesure depuis plus de 27 ans. Ainsi, l'Indicators Implementation Task Force (2000), en réponse à un mandat de la Commission mixte internationale qui régit la gestion des eaux en zone internationale Canada-États-Unis, soulignait récemment le besoin de mieux relier la collecte et l'analyse des données, à cause de problèmes de qualité et de quantité des résultats disponibles.

4.3 L'INTERPRÉTATION DE L'INFORMATION LIÉE AUX INDICATEURS

Compte tenu des problématiques et des mesures retenues, l'interprétation de l'information se fait en fonction de l'intensité, de l'ampleur et de la persistance des relations qu'il est possible d'établir entre diverses composantes mesurées, dans la perspective de répondre à une ou plusieurs préoccupations soulevées par l'enjeu analysé. L'adoption de règles de comparaisons historique, géographique, pluraliste et normative des données facilite grandement l'interprétation.

La première règle consiste à comparer les résultats dans le temps, soit à analyser les tendances historiques afin de mieux apprécier l'ampleur et la progression (ou la régression) d'un phénomène ou d'un enjeu à l'aide de mesures. Cela dit, il faut pouvoir s'appuyer sur des séries temporelles de données suffisamment longues ainsi que sur des procédures ou protocoles comparables pour que les résultats puissent être jugés significatifs. Ce problème soulève l'importance d'une planification à long terme de réseaux de suivi.

La seconde règle repose sur la comparaison de divers contextes géographiques qui permettent de saisir l'intensité et l'étendue d'un enjeu dans l'espace. À cet effet, on reconnaît la nécessité de traverser les frontières administratives ou institutionnelles et d'effectuer une analyse à plusieurs échelles géographiques pour pouvoir aborder un enjeu avec plus de recul. On peut ainsi procéder à une comparaison des données à diverses échelles géographiques, administratives ou politiques (par exemple, nationale, provinciale, municipale), ou encore, comparer à une même échelle les données entre divers territoires de même configuration.

La troisième règle implique la comparaison des perceptions et points de vue de plusieurs intervenants, soit de plusieurs scientifiques d'un même domaine, soit de scientifiques de divers domaines, soit encore de scientifiques et de non scientifiques. Cette ouverture vers une interprétation pluraliste cherche à mieux rendre compte de la complexité d'un enjeu et des divergences d'opinions qui existent à son égard.

Enfin, la quatrième règle se rapporte à la comparaison à des seuils de qualité afin de statuer, sur le plan diagnostic, de l'importance que revêt l'enjeu analysé. Le choix de limites fixant des objectifs à atteindre, de seuils légaux à ne pas dépasser, d'échelles graduées pour déterminer la progression des données aide à poser un jugement raisonné et partagé sur les enjeux.

Le juste choix d'une problématique, qui structure l'enjeu, la collecte d'informations, l'analyse et l'interprétation, ne peut toutefois être posé a priori. Compte tenu des multiples incertitudes techniques et scientifiques et des divers intérêts en présence, l'apprentissage imposé par le choix d'indicateurs se fait lentement. Il ne faut donc pas viser la mesure parfaite, mais plutôt un processus continu qui permet d'améliorer peu à peu les mesures et de réviser périodiquement les enjeux. C'est un processus qui table sur le dialogue, sur l'échange de vues et sur l'apprentissage conjoint qui en résulte.

4.4 L'APPROPRIATION DE L'INFORMATION PAR LES ACTEURS SOCIAUX

Dans un contexte de démocratie représentative, il est difficile de définir et d'imposer des critères de validité en termes absolus relativement à un enjeu, comme en témoigne le développement de la contre-expertise environnementale. Il n'est donc pas rare de rencontrer des experts qui divergent d'opinions, tant à cause de leurs spécialités différentes que de leurs expériences et affinités pour certaines techniques de collecte de données et d'analyses. Ce fait implique donc la recherche d'un certain consensus avant même le choix des indicateurs, qui auront une incidence sur l'orientation particulière de l'interprétation de l'information à venir. L'expérience des consultations publiques, notamment, révèle cette multiplicité des points de vue au sujet des enjeux environnementaux. À ce chapitre, les exercices de consultation publique du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement montrent la richesse des apports et

perspectives des citoyens, groupes d'intérêts ou d'organismes à vocation communautaire. Pour s'en convaincre, il suffit de consulter les divers mémoires qui y sont déposés ou la synthèse réalisée récemment par le BAPE dans le cadre de la politique de l'eau (BAPE, 2000 - 2 tomes).

Par delà cette diversité, l'obtention d'un certain consensus sur les enjeux et les mesures à prioriser suppose non seulement un apport des intervenants qui se chargeront du travail de collecte et d'analyse des données, mais aussi une certaine forme de participation, élargie aux communautés (Meadows, 1998; CRLE, 1998). Par conséquent, le choix de « la bonne » mesure et de « la bonne » méthode relative aux indicateurs exige non seulement des considérations scientifiques et techniques, mais aussi des choix qui impliquent des valeurs et des acteurs qui n'ont pas tous la même vision ou la même connaissance d'un enjeu. En ce sens, on peut s'attendre à une participation accrue des communautés au sein des débats sur les indicateurs, notamment dans un contexte où l'échange d'information constitue un élément crucial du fonctionnement démocratique d'une société ou d'une collectivité.

5 L'utilisation des indicateurs environnementaux

Malgré les limites évoquées précédemment, le recours aux indicateurs environnementaux est une pratique qui tend à se généraliser depuis les années 1980. La publication de divers bilans environnementaux et de rapports sur l'efficacité des mesures de gestion environnementale témoigne de cette tendance. De plus, le besoin de rationalisation des réseaux d'échantillonnage de la qualité de l'environnement nécessite de cibler davantage les variables les plus représentatives pour les mesures. Enfin, de nouvelles avenues émergent quant à l'utilisation prospective des indicateurs environnementaux et à l'élargissement du champs de ces indicateurs. Les indicateurs environnementaux peuvent servir, entre autres, à dresser des bilans environnementaux, incluant le suivi et la prospective, à évaluer la performance de gestion environnementale des politiques publiques et programmes gouvernementaux et, enfin, à mesurer les impacts socio-environnementaux de projets d'envergure (figure 9).

Indicateur environnemental

→ *bilans environnementaux :*

- *le suivi environnemental;*
- *la prospective et l'analyse des tendances;*

→ *performance de la gestion environnementale :*

- *les politiques et programmes gouvernementaux;*
- *l'éco-efficacité des entreprises et l'éco-civisme;*

→ *évaluation des impacts socio-environnementaux de projets d'envergure.*

Figure 9 Principales utilisations des indicateurs environnementaux

5.1 LES BILANS ENVIRONNEMENTAUX

La réalisation de bilans environnementaux à l'échelle nationale, provinciale et internationale est sans doute l'initiative la plus notable des années 1980 en ce qui a trait à l'utilisation d'indicateurs environnementaux[7]. De surcroît, depuis le début des années 1990, on voit émerger des bilans environnementaux à l'échelle de certains centres urbains[8] ou encore à l'échelle de régions administratives (Conseil régional de l'environnement de la région de Québec, 1995) ou de bassins versants (comme ceux des rivières Chaudière, Yamaska et L'Assomption). Certains de ces bilans font bien ressortir les pressions, l'état de l'environnement et les réponses, alors que d'autres se limitent à l'un ou l'autre de ces aspects. L'unité géographique de référence varie également. Elle est parfois définie en fonction des limites administratives et juridiques et parfois selon des unités biogéographiques ou des unités de cartographie écologique du territoire. La portée temporelle demeure aussi inégale. Certaines données ont une bonne assise historique, alors que d'autres ne proviennent que de mesures ponctuelles. Également, l'analyse des variables se limite souvent à des descriptions, négligeant d'expliquer les relations entre les pressions, l'état et les réponses relativement à divers enjeux[9]. Cela dit, les bilans environnementaux permettent de statuer sur l'évolution des pressions, de l'état des écosystèmes et des réponses apportées à certains des enjeux environnementaux. L'information, même partielle, des bilans environnementaux contribue à structurer les débats autour des problèmes « environnementaux ».

5.1.1 Le suivi, un préalable aux bilans environnementaux

Pour renforcer la qualité des bilans environnementaux, il faut toutefois pouvoir compter au préalable sur des réseaux de suivi articulés en fonction d'un choix limité d'indicateurs jugés essentiels, pertinents ou utiles. Il faut alors que les indicateurs puissent s'appuyer sur un mécanisme de collecte bien structuré, qu'il s'agisse d'évaluer la qualité d'un écosystème, d'une

---

[7] On consultera les rapports annuels d'état du monde du *WorldWatch Institute* et ceux du *World Resource Institute*.

[8] C'est notamment le cas à Montréal (Ville de Montréal, 1991) et Toronto, et dans de plus petites villes comme Bécancour (au Québec), Ottawa et Waterloo (en Ontario).

[9] Les bilans environnementaux suivent les nouvelles divisions géographiques internationales. Ainsi on assiste à la réalisation de bilans environnementaux européens (*the Dobris Assessment*) qui présentent certaines données que l'on peut comparer entre pays membres (Stanners et Bourdeau, 1994).

composante de support ou du milieu récepteur (eau, air, sol) ou encore d'une ressource particulière. C'est le cas également des usages pour lesquels il est aussi essentiel d'avoir une série de mesures comparables dans le temps et l'espace.

L'établissement d'un réseau de suivi socialement pertinent, c'est-à-dire répondant aux préoccupations d'une majorité de citoyens et groupes d'intérêt et d'organismes à vocation communautaire, a souvent été soulevé comme support nécessaire aux bilans environnementaux. À ce propos, divers auteurs ont indiqué les facteurs essentiels à l'organisation et à la systématisation d'un suivi environnemental, facteurs également nécessaires à la réalisation de bilans. Brièvement, un suivi adéquat doit pouvoir reposer sur les facteurs suivants (Hardi et Zdan, 1997; Meadows, 1998; Dahl, 1995; Environnement Canada, 1999; Latour *et al.*, 1995) :

- une vision directrice et des buts qui précisent la portée du suivi;
- une perspective holiste qui intègre des éléments biophysiques (pertinence écologique) et socio-économiques (pertinence sociale);
- une série d'éléments jugés essentiels et d'enjeux structurants pour le développement et la pérennité de l'environnement;
- une échelle temporelle apte à tenir compte du court terme et du long terme et une échelle géographique également adéquate;
- une dimension pratique apportée par des mesures claires, normalisées, comparables et pour lesquelles il existe des seuils de référence;
- une présentation selon des critères rigoureux des limites de mesure et d'interprétation (validité scientifique bien connue);
- une bonne lisibilité;
- un lien avec la prise de décision à divers niveaux;
- une participation d'intervenants clés dans le choix des indicateurs et le suivi;
- une évaluation continue pour déterminer des tendances et ruptures;
- une capacité institutionnelle établissant clairement les rôles, fonctions et responsabilités du suivi (collecte, compilation et traitement, conservation des données);

- une capacité financière et matérielle à effectuer le suivi;
- une efficacité financière et économique dans le choix des mesures à réaliser.

Quoi qu'il en soit, il faut préciser davantage chaque facteur, au risque de devoir composer avec des considérations contradictoires au moment de l'établissement d'un réseau de suivi particulier. Parmi les nombreux facteurs existants, il faut reconnaître que certains d'entre eux ont un poids supérieur, notamment les facteurs relatifs à la capacité financière et matérielle de réalisation du suivi, qui s'imposent souvent comme des critères de *veto* dans la détermination d'un programme de suivi environnemental.

5.1.2 De la rétrospective à la prospective

Par delà la rétrospective que permet le suivi et que révèlent généralement les bilans environnementaux réalisés jusqu'à maintenant, il faut aussi tenter d'élaborer une prospective apte à mieux articuler les options du développement qu'une société et ses institutions entendent favoriser. Cette prospective peut alors s'appuyer sur des efforts particuliers de modéliser l'état du milieu et son évolution. Si on peut retracer les premières tentatives de simulation environnementale au début des années 1970, avec le rapport « Halte à la croissance » du Club de Rome, il demeure que peu de prospectives ont été réalisées relativement aux modifications des pressions, à l'état de l'environnement et à l'efficacité des réponses. La méthode des scénarios, utile à la planification, a été pratiquement occultée en même temps qu'a été rejetée la planification systématique et parfois trop centralisatrice du développement économique.

Dans ce contexte où la planification d'ensemble (*comprehensive planning*) a été en bonne partie abandonnée, la modélisation s'est en fait surtout restreinte à établir des scénarios de développement limités à une ressource particulière ou à un secteur économique précis comme celui de l'énergie. Ainsi, on assiste depuis quelques années au renouvellement de la prospective comme en fait état le travail de l'Institut national de santé publique et de protection de l'environnement des Pays-Bas. Dans cette perspective, cet institut a réalisé une étude novatrice à la fin des années 1980, visant à projeter sur un horizon de 25 ans (1985-2010) un ensemble d'enjeux environnementaux nationaux (Langeweg, 1989), étude renouvelée notamment à partir

de données plus récentes pour la période de 1993 à 2015 (Van Noort, éd., 1994). Ce type de projections permet d'anticiper l'état à venir du milieu, compte tenu des activités qui prévalent au moment où les projections sont réalisées, dans le but de réorienter certaines d'entre elles.

Un autre exemple de modélisation appliquée à la protection de l'environnement est celui de Jorgensen (1995) qui propose de réaliser, par le biais de diagrammes de flux énergétiques, une évaluation de la capacité de support des écosystèmes. Cette dernière approche, qui reprend fondamentalement la logique des bilans matières-énergie, aborde la santé des écosystèmes non pas à partir des composantes biologiques prises une à une, mais plutôt à partir du processus énergétique d'ensemble qui permet de soutenir la productivité biologique. Cette approche ne répond cependant qu'à une des dimensions de la biodiversité, soit le maintien de la productivité des écosystèmes.

À un niveau supérieur de complexité, c'est-à-dire des paysages, les nouveaux outils géomatiques permettent désormais d'entrevoir une nouvelle phase de simulations environnementales et, dans certains cas, de réaliser une intégration des indicateurs à partir d'une superposition d'informations de différentes natures[10]. C'est ainsi que Gallopin (1995) propose de combiner les unités de paysage des agro-écosystèmes (comme les piémonts, les plaines, etc.) avec les activités de production de façon à faire ressortir les secteurs en danger, stables et sans problèmes, de même que les secteurs présentant de nouvelles opportunités d'optimiser le potentiel du milieu. Cette approche pourrait être élargie en tenant compte de diverses options de développement (comme le récréo-tourisme) et dynamisée grâce à une simulation temporelle de ces options. Une autre avenue potentielle à la prospective des paysages consiste à s'appuyer sur les progrès de l'approche des « automates cellulaires » qui entrevoit les phénomènes comme l'urbanisation à la lumière de processus de reproduction et d'expansion cellulaire (voir Batty et Xie, 1994) assistés par des outils de géomatique (Dragicevic et Marceau, 1999).

Enfin, le suivi de pressions comme les changements climatiques incite à réfléchir sur les effets perturbateurs de ces changements sur les écosystèmes et les activités économiques, effets fort variables d'un pays et d'un continent à l'autre (Groupe d'experts intergouvernemental sur

---

[10] Le travail pionnier de Ian McHarg, qu'on retrouve notamment dans son livre « *Design with nature* » paru en 1969, relativement à l'évaluation des conflits d'usages du sol, doit être souligné.

l'évolution du climat, 1996). À cet effet, une première étude pan-canadienne, réalisée au milieu des années 1990, identifie dans le cas du Québec une série d'effets possibles ou probables (Bergeron *et al.*, 1997). Il s'agit d'une approche appelée à progresser et à se préciser à l'avenir dans le contexte particulier des adaptations humaines et écologiques à de tels changements, alors que l'enjeu demeure celui de la maîtrise, à tout le moins partielle, des changements environnementaux, enjeu sans lequel il ne saurait être question de modéliser, ni de prédire l'état futur de notre environnement (Weinberg, 1975).

5.1.3 D'autres avancées pour les bilans environnementaux

Parallèlement aux améliorations apportées aux bilans environnementaux plus classiques, de nouvelles approches d'intégration de données environnementales et économiques voient le jour. À l'instar des tentatives soulignées au chapitre 3, ces approches ont repris le principe de comptabilité économie-environnement pour élaborer des bilans plus complets. La création de comptes satellites (dépenses de contrôle et d'atténuation d'impacts environnementaux) et de comptes patrimoniaux (valeur des stocks de ressources), comme en France ou en Finlande, vise à aider la mise en oeuvre de politiques macro-économiques respectueuses des ressources et de l'environnement. Ce type de bilan économie-environnement s'inscrit dans le contexte de la réalisation d'un indice synthétique d'une production ou d'un revenu national « durable » (Serafy et Lutz, 1989). Également, les essais d'Hamilton (1995) et d'Anielsky et Rowe (1999) pour constituer un nouvel indice économique de la richesse d'une nation (voir chapitre 3) sont révélateurs d'un certain malaise à l'égard de l'interprétation financière classique de la richesse que représente le PNB.

Enfin, il faut souligner sur le plan géographique les efforts visant à réaliser des bilans à une échelle autre que celle des nations au cours des années 1990. En prenant le Canada comme exemple, on peut retracer une volonté de produire des bilans plus directement liés aux limites des écosystèmes et des bassins versants, comme c'est le cas avec le bilan du fleuve Fraser (Environnement Canada et ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie Britannique, 1992), l'atlas des Grands Lacs (Environment Canada and U.S. Environmental Protection Agency, 1995) ou de l'état de son écosystème (Bertram et Stadler-Salt, 1998), l'état du

Saint-Laurent (Centre Saint-Laurent, 1996a; 1996b) et le bilan de l'intégrité de l'écosystème du delta Peace-Athabasca (Donald *et al.*, 1996), ou encore à l'échelle de sous-bassins du fleuve Saint-Laurent, comme c'est le cas avec les « bilans environnementaux » des zones d'intervention prioritaire (ZIP).

5.2 L'ÉVALUATION DES PERFORMANCES DE LA GESTION ENVIRONNEMENTALE

Les indicateurs environnementaux servent aussi à l'évaluation de la performance de la gestion environnementale. En plus de souligner l'état d'une situation problématique ou d'un contexte donné, les indicateurs de performance ont pour but d'orienter les interventions en révélant dans quelle mesure les objectifs ont été atteints et quelle a été l'efficacité des mesures entreprises.

Différentes formules de rapports de performance ont été conçues pour répondre à ce besoin d'évaluation. À l'échelle internationale d'abord, il existe des rapports de « performance environnementale » qui mettent en évidence les efforts de certains pays en matière d'environnement. Les premiers rapports publiés en 1993 portent sur l'Islande (OCDE, 1993b), puis la même année, sur l'Allemagne, la Norvège, les Pays-Bas, auquel s'est joint un rapport plus récent sur le Canada[11]. Aussi, avec la constitution de nouveaux blocs géopolitiques, on voit émerger, comme c'est le cas à l'échelle européenne, des rapports relatifs au suivi des mesures de protection de l'environnement des pays membres (Institute for European Environmental Policy, 1995). Ces rapports, qu'ils visent un pays ou un bloc de pays, demeurent pour l'instant assez généraux et peu spécifiques à des programmes ou politiques particulières. Leur but est en effet limité à fournir un aperçu général des résultats des principales initiatives nationales.

5.2.1 L'évaluation de politiques et programmes particuliers

De manière plus précise et au Canada, il existe des programmes nationaux et provinciaux pour lesquels des évaluations de performance ont été récemment réalisées. Bien que les méthodes d'évaluation de programme existent depuis longtemps et que les programmes

[11] Depuis ce temps, d'autres rapports nationaux se sont ajoutés, dont celui des États-Unis.

fédéraux aient fait l'objet d'un examen croisé par divers intervenants en 1984-1985 (Groupe d'étude mixte sur l'exécution des programmes Environnement, 1985), il n'y a eu que très peu (ou pas) d'évaluations axées sur les résultats environnementaux comme tels. La rationalisation accrue des dépenses publiques amorcée au début des années 1990 et les efforts de restriction imposés par les divers gouvernements ont contribué à imposer cette idée d'une évaluation par les résultats.

Dans ce contexte, une première évaluation par les résultats a été appliquée au plan d'action Saint-Laurent (PASL I)[12] fédéral - provincial, où un certain nombre d'indicateurs relatifs à l'état des ressources et du milieu ont été retenus[13]. À la suite de ce premier exercice, un second a été réalisé pour le plan d'action Saint-Laurent Vision 2000 (PASL II) en se référant plus directement à l'analyse avantages-coûts (Boulanger *et al.*, 1998). Dans les Grands Lacs, la Commission mixte internationale a également précisé un cadre et des indicateurs de progrès environnemental. Ces indicateurs ont notamment trait aux usages, à la santé humaine, à la viabilité économique, à la diversité biologique, à l'évaluation des toxiques et à l'intégrité physique du milieu (International Joint Commission, 1996). Également, il existe au Québec une série de bilans de rivières qui visent certes à rendre compte de l'état des rivières mais aussi à évaluer l'effet multiple des efforts d'assainissement sur la qualité de l'eau et l'état des organismes du milieu aquatique[14].

Outre les plans d'action réalisés au Canada, on note également d'autres plans d'envergure comme le Rhin 2000, auxquels se sont greffés des indicateurs de suivi comme l'état de la population du saumon, un objectif symbolique de ce plan (voir Commission internationale pour la protection du Rhin, 1994). Le Danube, les fleuves Niger et Sénégal, le Nil, le lac Tchad et le fleuve Mékong, qui traversent tous plusieurs pays, ont fait l'objet, ou sont en voie de le faire, d'un plan de gestion d'ensemble impliquant au préalable une évaluation environnementale de l'état du milieu et des usages. Dans le cas de l'évaluation des effets environnementaux de tels

---

[12] Depuis 1995, le Plan d'action Saint-Laurent connaît une deuxième phase, appelée SLV 2000 (terminée en 1998), puis une troisième, appelée Plan d'action Saint-Laurent Phase III (jusqu'en 2003).

[13] Le cas mentionné réfère à l'exercice du PASL-mètre (Gouvernement du Canada et Gouvernement du Québec, 1992).

[14] Ce type d'approche a été appliqué à de nombreux affluents québécois du fleuve Saint-Laurent. On pourra se référer à des exemples présentant un bilan assez complet du milieu aquatique comme ceux réalisés par Caumartin *et al.* (1996) et par Simoneau *et al.* (1996).

plans d'action, et cela contrairement à des bilans plus généraux, les indicateurs doivent idéalement être spécifiques au plan, ce qui est difficile en pratique, compte tenu de la multitude de liens entre les pressions, l'état de l'environnement et les effets cumulés des programmes et politiques, et compte tenu aussi de l'insuffisance de données pertinentes.

L'évaluation de programmes spécifiques est cependant plus courante que celle des plans d'action. Aux États-Unis, où la tradition de l'évaluation des programmes et politiques publiques existe depuis plusieurs décennies, une étude plus détaillée des grands programmes nationaux (qualité de l'eau, qualité de l'air et décontamination des sols) a été réalisée au début des années 1980 (voir Freeman III, 1982). Au Québec, le Programme d'assainissement des eaux du Québec, qui demeure le plus important programme environnemental à cause des sommes engagées, a été évalué en ce qui a trait au volet municipal (MEF, 1995). Plus timides sont les tentatives d'évaluer et de comparer des programmes similaires dans des contextes différents. Neumann et Huisingh (1992), à titre d'exemple, ont réalisé un tel exercice en comparant deux programmes de prévention de la pollution industrielle, celui des Pays-Bas et celui de l'État du Massachusetts (États-Unis). À l'opposé, il existe des évaluations beaucoup plus globales des politiques de l'eau, réalisées sur une base comparative en Europe, qui mettent en relation les politiques et le cadre structurant du contexte historique et culturel (voir Barraqué, 1995), sans toutefois s'attarder suffisamment aux effets environnementaux des politiques. Il existe donc une difficulté certaine à réaliser une évaluation comparative qui tient compte de la complexité des contextes, des politiques et des cultures de même que des échelles et qui permet de bien appréhender les résultats environnementaux de ces politiques.

De manière générale, les évaluations de programmes ou de plans d'action s'appuient sur un nombre restreint d'indicateurs et se limitent le plus souvent à une évaluation de conformité réglementaire afin de simplifier la tâche. Les analyses sont souvent de nature sectorielle et abordent peu les effets systémiques ou cumulatifs des autres programmes et politiques économiques susceptibles d'affecter l'environnement. Néanmoins, elles s'avèrent nécessaires à une approche plus rationnelle (coût-efficacité) de la gestion de ces programmes, eu égard aux effets environnementaux mesurés et aux objectifs de qualité désirés, de même qu'à la révision des

décisions de politiques publiques, et ce, non seulement pour les pays occidentaux mais aussi pour les pays en développement (Tiwari, 1995).

5.2.2 Le développement d'éco-bilans d'entreprises

En ce qui a trait aux industries, les indicateurs environnementaux s'avèrent particulièrement utiles à la réalisation d'éco-bilans, bien que ceux-ci ne soient pas encore une pratique généralisée. Ces éco-bilans, comme les définit Derenne (1995), visent à rendre compte des incidences environnementales d'un produit tout le long de son cycle de vie, de la production à l'élimination finale. Le choix des indicateurs aptes à traduire les incidences environnementales de ce cycle doit être déterminé selon les produits (biens et services) et les procédés particuliers des entreprises. S'inscrivant à la fois dans un effort de rationalisation des procédés d'entreprises et d'auto-évaluation environnementale, les éco-bilans deviennent un outil nécessaire à l'évaluation de la performance des entreprises et de leur compétitivité.

Toutefois, jusqu'à récemment, les bilans réalisés par les entreprises ou les associations d'entreprises se limitaient souvent à certaines données de conformité réglementaire (vérifications environnementales). L'élaboration de nouveaux outils, comme la grille d'analyse des avantages et des coûts réalisée par l'Ordre des comptables agréés du Québec (OCAQ, 1995), l'établissement de la norme ISO 14 000 (qui n'a cependant pas de statut légal) et la mesure de l'éco-efficacité (Table ronde sur l'environnement et l'économie, 1999), contribue à élargir la perspective des entreprises en systématisant la pratique de l'évaluation afin de faire ressortir les gains de productivité et les investissements en matière de contrôle environnemental. À terme, il est possible que les entreprises adoptent une véritable gestion écologique de leurs activités et opérations à l'image du modèle développé par Winter (1989). Enfin, on compte des initiatives récentes qui visent à élargir les critères d'évaluation de la performance des entreprises, à l'instar du *Sustainable Performance Group* qui a réalisé un exercice de mesure d'un indice Dow Jones corrigé (le Dow Jones Sustainability Group Index) et qui a permis de coter diverses entreprises en fonction des mesures ou politiques d'entreprises favorables à des enjeux sociaux et environnementaux (comme la transparence de l'information à la clientèle sur les risques pour la santé et l'environnement que présentent certains produits) (SAM Sustainability Group, 1999).

5.2.3 Vers des bilans d'actions éco-civiques

Outre les bilans environnementaux et les éco-bilans qui impliquent surtout les gouvernements et les entreprises privées, on compte aussi l'émergence plus récente d'évaluations des comportements éco-civiques. Par exemple, il existe maintenant des enquêtes spécifiques à la détermination de certains comportements valorisés pour leurs incidences environnementales. Au Canada, Statistique Canada a réalisé une première, puis une seconde enquête élargie en 1995, mettant en évidence le comportement des ménages à l'égard de diverses problématiques environnementales (conservation de l'eau et de l'énergie, récupération de déchets domestiques, utilisation responsable des pesticides, etc.) (Statistique Canada, 1995). Outre ce type d'enquêtes qui ne sont pas sans liens avec le développement de nouveaux marchés axés sur les produits et services « verts », il existe aussi des initiatives axées plus directement sur la conception de bilans des efforts des communautés en matière d'environnement. À ce chapitre, il faut souligner l'initiative récente de définir et de suivre des indicateurs *éco-collectifs*, dont certains ont directement trait aux comportements individuels (voir CRLE, 1998), une initiative qui prolonge d'une certaine manière, les bilans environnementaux réalisés à l'échelle des municipalités.

5.3 L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DE PROJETS D'ENVERGURE SUR L'ENVIRONNEMENT

Le recours aux indicateurs est très important dans l'évaluation et l'appréciation des impacts environnementaux, économiques et sociaux d'un projet. Ceux-ci visent en effet à rationaliser l'évaluation en soulevant les éléments et enjeux clés d'un projet. Les indicateurs peuvent donc contribuer à certaines fonctions de l'évaluation environnementale, particulièrement après un projet, par exemple à mieux connaître les effets environnementaux anticipés et leur importance relative, à mieux choisir les mesures d'atténuation et à assurer l'efficacité du processus d'évaluation comme tel (Sadler, 1986; Gariépy, 1989). Également, on peut supposer qu'une évaluation partagée et un suivi assuré des projets permettent de renforcer le lien de confiance entre le promoteur ou le planificateur du projet et la collectivité qui accueille le projet. Il n'est pas inutile de rappeler, comme l'indique Rudd (2000), l'importance du respect des

conventions et des normes comportementales admises de manière à répondre aux attentes de cette collectivité.

Cela étant admis, il demeure plus difficile de bien cerner ce qu'on doit mesurer, à quelle fréquence, de quelle manière et à quelle fin. Ces choix vont en effet déterminer la nature des indicateurs à retenir et l'ampleur de l'effort de mesure à soutenir. Le recours à une diversité de mesures est alors privilégié. Une assiette d'indicateurs relatifs aux aspects socio-économiques et biophysiques est dès lors nécessaire, certains pouvant être spécifiques au site, et d'autres, plus généraux et relevant de la nature du projet. Pour effectuer un choix éclairé, et dans le cas où l'évaluation peut servir d'apprentissage collectif, c'est encore une multiplicité de points de vue sur le suivi des effets qui demeure pertinente (Meppem et Gill, 1998). Les audiences publiques, qui succèdent parfois aux évaluations environnementales, révèlent d'ailleurs une diversité beaucoup plus grande de considérations que celles choisies en vase clos par un promoteur ou un planificateur donné. L'implication de ceux qui subissent les impacts directement ou les perçoivent indirectement est alors un élément-clé d'une évaluation partagée et socialement plus adéquate, ce que plusieurs chercheurs et praticiens préoccupés des impacts sociaux ont déjà soulevé (voir Finsterbusch, 1995; Gagnon, 1995).

Par ailleurs, le contexte socio-économique et écologique n'étant pas statique pendant la période d'élaboration, de mise en place d'un projet et de ses suites sous la forme d'opérations régulières, il est important d'ajuster les mesures dans une perspective de systèmes évolutifs et adaptatifs (Holling, 1978). Ce faisant, il est possible, par delà l'évaluation des impacts d'un projet, de développer une connaissance plus dynamique des relations entre un projet et son milieu d'implantation. Cette représentation dynamique du rôle de l'indicateur rappelle qu'il faut revoir plus ou moins périodiquement les choix établis.

Enfin, l'évaluation des effets et le suivi après projet dépendent des ressources disponibles. À ce chapitre, il est utile de réfléchir le plus tôt possible à un mode de sélection d'indicateurs et à un suivi des impacts résiduels qui soient efficients en regard des objectifs visés et efficaces sur le plan des efforts déployés. Les rapports entre les coûts, la qualité du suivi et les délais impliqués doivent idéalement être précisés très tôt dans le processus d'évaluation des impacts ou des effets environnementaux.

5.4 DE MULTIPLES CADRES D'UTILISATION DES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX

À la lumière des divers contextes d'utilisation des indicateurs environnementaux, il est nécessaire d'ajuster à la fois la forme et le contenu des indicateurs de manière à répondre à des objectifs divers, établis en fonction de missions et d'orientations de gestion des organisations qui exercent l'autorité et se partagent la *gouvernance*, qu'elles soient de nature publique, privée ou communautaire. Les bilans environnementaux, incluant les tenants et les aboutissants que cela suppose, comme la prospective, de même que les bilans d'entreprises ou les profils des activités éco-civiques témoignent d'un besoin certain d'information au sein des sociétés où la gestion environnementale est perçue comme étant de plus en plus partagée. L'évaluation environnementale profite, pour sa part, de l'apport des indicateurs comme moyen de rationaliser les mesures afin de faciliter l'apprentissage, par les acteurs sociaux, des impacts environnementaux et de leur gestion dans une perspective de plus long terme et de contexte dynamique du rapport entre les projets et leurs milieux d'accueil.

6 Conclusion sur l'usage futur des indicateurs environnementaux

L'élaboration et l'utilisation des indicateurs environnementaux sont très récents dans l'histoire des sociétés humaines. En effet, ils sont survenus à la suite de la Seconde Guerre mondiale et des efforts de planification du développement économique, répondant à un besoin de connaître le milieu qui nous entoure et les effets des activités humaines sur ce milieu dans le cadre d'une approche scientifique. Les indicateurs, qui constituent des mesures simples, synthétiques et socialement pertinentes à des enjeux, permettent d'appréhender le résultat des pressions qui s'exercent sur le milieu biophysique et les usages de ce milieu, les variations de qualité du milieu et les pertes d'usages, ainsi que les réponses élaborées en réaction à ces pressions et aux effets découlant de ces pressions. À ce chapitre, le modèle P-E-R constitue un compromis qui permet l'intégration de divers types d'indicateurs environnementaux.

Par delà le modèle proposé, l'interprétation demeure un élément-clé à l'utilisation d'indicateurs environnementaux (et de tout autre indicateur en fait). Cette interprétation est alors tributaire de l'enjeu qui a été choisi et élaboré (choix de la problématique) et des limites de validité (précision, fiabilité, généralisation, etc.) des mesures disponibles. De manière à en renforcer l'interprétation, les indicateurs doivent idéalement être améliorés et enrichis : (a) par la diversité d'opinions des intervenants afin d'élargir le regard porté sur les enjeux; (b) par une analyse historique afin de déceler les tendances qui se dessinent; (c) par une comparaison géographique qui met en évidence les similitudes et différences contextuelles; (d) par l'inclusion de seuils de référence. L'estimation de l'ampleur, de la persistance et de l'étendue d'un enjeu est dès lors plus facile à cerner.

La réalisation de bilans environnementaux à partir de réseaux de suivi adaptés et de la prospective comme complément à l'analyse rétrospective constitue une première avenue qui prend de l'ampleur depuis quelques années. Également, les éco-bilans d'entreprises et les bilans d'activités éco-civiques témoignent notamment d'une ouverture à l'utilisation d'indicateurs environnementaux à diverses échelles d'intervention. À l'avenir, il est donc possible d'envisager

le recours plus systématique à des indicateurs environnementaux à des échelles autres que celles des nations.

À ce chapitre, on peut penser que les bilans environnementaux devront répondre à des préoccupations liées au développement urbain dans la mesure où les deux tiers de la population humaine pourraient se retrouver en zone urbanisée d'ici 2025 (World Ressources Institute, 1996). Les populations « urbaines », conscientes des enjeux qui les concernent au premier chef, sont susceptibles d'adapter les indicateurs environnementaux à leur échelle et d'en produire de nouveaux en fonction de nouveaux systèmes d'information calqués sur un principe de villes durables (concept dont il reste à démontrer les implications). C'est dans ce contexte de la réalité urbaine que se sont mis en place divers cadres d'indicateurs environnementaux ajustés aux villes, tels ceux réalisés par Domon *et al.* (1992), Waddel (1995) et MacLaren *et al.* (1996) ou parrainés par Environnement Canada (CRLE, 1998), ou encore qu'ont été initiées certaines analyses comparatives (Campbell *et al.* (1995). La présence d'un important patrimoine bâti, de réseaux complexes d'infrastructures ayant des incidences environnementales importantes (comme l'alimentation en eau potable et l'assainissement des eaux souillées), de considérations de sécurité et de salubrité publique de même que divers enjeux culturels, dont la qualité des paysages (Poullaouec-Gonidec *et al.*, 1993), constituent quelques-unes des particularités avec lesquelles les futurs exercices d'élaboration d'indicateurs environnementaux devront composer. De plus, comme l'indique Waddell (1995) qui analyse l'évolution du mouvement des « villes en santé », la création de nouveaux indicateurs visera sans doute plus directement la mobilisation collective reliée à la qualité de la vie urbaine, une mobilisation qui, comme le souligne le World Ressources Institute (1996), interpelle non seulement les mouvements populaires mais aussi, et surtout, les élus locaux qui deviennent des acteurs-clés de la gestion environnementale en milieu urbain.

Enfin, les indicateurs environnementaux, à l'instar des autres indicateurs discutés en début de texte (chapitre 2), s'inscrivent dans une dynamique où la gestion durable des sociétés et de leur patrimoine demeure l'objectif premier. C'est pourquoi on ne peut dissocier la science qui oriente les connaissances, les techniques sur lesquelles reposent la structure d'information (appareillage de mesure) et les décisions politiques qui articulent les choix des sociétés sur une base territoriale particulière. Dans cette perspective, on peut supposer que les indicateurs

environnementaux continueront à remettre en question les orientations dominantes du développement des sociétés modernes au 21e siècle, y compris les percées spectaculaires des biotechnologies et des manipulations du vivant, comme défis à la pérennité des écosystèmes et des espèces, ainsi qu'à la stabilité des sociétés humaines.

Références

Albric, J. C. (1994). « L'organisation interne des représentations sociales : Système central et système périphérique », dans C. Guimelli, *Structures et transformations des représentations sociales.* Delachaux et Niestlé (éd.), Lausanne, Suisse. Pp. 73-84.

Angermeier, P.L., R.A. Smogor et J.R. Stauffer (2000). « Regional framework and candidate metrics for assessing biotic integrity in mid-Atlantic highland streams ». *Transactions of the American Fisheries Society, 129* : 962-981.

Anielski, M. et J. Rowe (1999). *The Genuine Progress Indicator – 1998 Update.* Redifining Progress, San Francisco, Californie, É.-U., 61 p.

Armellin, A. et P. Mousseau (1999). *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du secteur d'étude Lac des Deux Montagnes-Rivières des Prairies et des Mille Îles, Rapport technique, Zones d'intervention prioritaire 24 et 25.* Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal, 268 p.

BAPE – Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (2000). *L'eau, une ressource à protéger et à mettre en valeur.* Gouvernement du Québec. Rapport de la Commission sur la gestion de l'eau au Québec, n° 142, 2 tomes, 477 p. (tome 1) et 283 p. (tome 2).

Barraqué, B. (1995). *Les politiques de l'eau en Europe.* La Découverte, Paris, 395 p.

Batty, M. et Y. Xie (1994). « From cells to cities », *Environment and Plannning. B : Planning and Design.* Vol. 21, pp. 531-548.

Beanlands, G.E. et P.N. Duinker (1983). *Un cadre écologique pour l'évaluation environnementale au Canada*, Institute for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University, Halifax (N.-É.) et Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales, Hull, Québec, 192 p.

Beesley, K.B. et L.H. Russwurm (1986). « Social indicators and quality of life research: Toward synthesis ». *Environments, 20* (1) : 22-39.

Bergeron, L., G. Vigeant et J. Lacroix (1997). « Impacts et adaptation à la variabilité et au changement du climat au Québec ». *Étude pan-canadienne : Impacts et adaptation au climat. Tome v.* Environnement Canada et Association de climatologie du Québec, 270 p.

Berryman, D. (1990). *Développement de nouveaux indicateurs de la qualité du milieu aquatique : Synthèse de la littérature scientifique et sélection des indicateurs.* Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique.

Berryman, D. et Y. Richard (1990). « Sélection et expérimentation de nouveaux indicateurs pour la surveillance des tributaires du Saint-Laurent », dans D. Messier, P. Legendre et C.-E. Delisle, *Symposium sur le Saint-Laurent – Un fleuve à reconquérir.* Collection « Environnement et Géologie », vol. 11. Association des Biologistes du Québec, pp.155-181.

Bertram, P. et N. Stadler-Salt (1998). *Selection of Indicators for Great Lakes Basin Ecosystem Health.* Environnement Canada et U.S. Environmental Protection Agency. Document de travail pour SOLEC 98, pagination multiple.

Bird, P.M. et D.J. Rapport (1986). *Rapport sur l'état de l'environnement au Canada.* Environnement Canada, Ministre des Approvisionnements et Services, 273 p.

Boulanger, F., J.-F. Bibeault, Y. Bourassa et D. Gosselin (1998). *Étude économique du programme SLV 2000 : Un exemple concret de développement durable.* Environnement Canada, Sainte-Foy.

Brouwer, R. (2000). « Environmental value transfert : State of the art and future prospects ». *Ecological Economics, 32* : 137-152.

Buchinger, E., R. Burkart et R. Maderthaner (1999). «Scientific information background, state-of-the-art ». *Euroconference, Quality of Life - Sustainability - Environmental Changes, Conditions of Ecological, Societal and Economic Stability, Burgenland, Austria, 6-9 May 1999.* 6 p.

Burton, J. (1991). *L'intégration des aspects bio-physiques et socio-économiques à l'échelle régionale.* Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent. Démarche retenue pour la préparation du document d'intégration ZIP, 50 p.

Burton, J., R. Elliott, M. Goffin, B. Grummer, R. Hélie, S. Howard, K. Johnstone, F. Mah, J. Moore, J. Reid, M. Wong et F. Wrona (1996). *L'approche écosystémique : au-delà de la rhétorique.* Environnement Canada, Conservation des écosystèmes et Centre Saint-Laurent, 23 p.

Callon, M., J.-P.Courtial et H. Penan (1993). *La scientométrie.* Presses Universitaires de France. Coll. « Que-Sais-Je », n° 2727.

Cameron, M., P. Fong, Y. Gervais, J. Siroonian, D. Trant et H. Trépanier (1991). *Activité humaine et l'environnement 1991.* Statistique Canada, 247 p.

Campbell, M., V. MacLaren, W. Dickinson et E. Young (1995). *Municipal State of the Environment Reporting in Canada: Current Status and Future Needs.* Environnement Canada, Direction générale de l'état de l'environnement. 82 p.

Castells, M. (1999). *Le pouvoir de l'identité. Tome 2 : L'ère de l'information.* Fayard, 538 p.

Caumartin, J., M. Simoneau, N. LaViolette, J. Saint-Onge et D. Berryman (1996). *Le bassin de la rivière Châteauguay : état de l'écosystème aquatique – rapport synthèse.* Ministère de l'Environnement et de la Faune (Direction des écosystème aquatiques) et Environnement Canada, Saint-Laurent Vision 2000, 50 p.

CCET – Centre for Co-operation with Economies in Transition (1993). *Environmental Information Systems and Indicators.* OCDE, Paris. 42 p.

Centre Saint-Laurent (1996a). *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent. Volume 2 : L'état du Saint-Laurent.* Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, et Éditions MultiMondes, Montréal. Coll. « BILAN Saint-Laurent », 160 p.

Centre Saint-Laurent (1996b). *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent. Volume 1 : L'écosystème du Saint-Laurent.* Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, et Éditions MultiMondes, Montréal. Coll. « BILAN Saint-Laurent », 750 p.

CSL et MENVIQ – Centre Saint-Laurent et ministère de l'Environnement du Québec (1992). *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent.* 28 p.

Cobb, C.W. et C. Rixford (1998). *Lessons Learned From the History of Social Indicators.* Redefining Progress, San Francisco. 36 p.

Cogesult (1992). *Étude des impacts économiques du Plan d'action Saint-Laurent. Rapport final.* Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal.

Commission internationale pour la protection du Rhin (1994). *Saumon 2000.* Secrétariat technique et scientifique, Koblenz. 32 p.

Conseil canadien des ministres des forêts (1995). *Définir la gestion durable des forêts, une approche canadienne aux critères et indicateurs.* Canada, Ottawa. 22 p.

Conseil régional de l'environnement de la région de Québec (1995). *L'état de l'environnement dans la région de Québec. Pour se doter d'une vision d'avenir de nos ressources.* Les Éditions La Liberté. 210 p. et annexe.

Costan, G., N. Bermingham, C. Blaise et D. Boudreau (1992). *Valeur BEEP du Plan d'action Saint-Laurent.* Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent. 45 p.

Costanza, R., R. D'Argue, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, K. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton et M. van den Belt (1997). « The value of the world's ecosystem services and natural capital », *Nature*, *387* : 253-260.

CRLE – Computing Research Laboratory for thé Environment (1998). *Sustainable Community Indicators.* University de Guelph and Environnement Canada. http : //www.crle.uoguelph.ca/indicators.

Dahl, A.L. (1995). « Towards indicators of sustainability ». SCOPE Scientific Workshop on Indicators of Sustainable Development, Wuppertal, 15-17 November, 1995, United Nations Programme, Geneva, Switzerland. Communication. http : //www.unep.ch.

Daly, H.E. et J.B. Cobb (1989). *For the Common Good: Redirecting the Economy toward Community, the Environment and a Sustainable Future.* Beacon Press, Boston. 482 p.

De Lafontaine, Y., J. Gauthier et C. Ménard (1999). *Suivi de la contamination chimique de six espèces de poisson à un site de référence du fleuve Saint-Laurent.* Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. rapport scientifique et technique, ST-211, 79 p.

Delisle, F., S. Gariépy et Y. Bédard (1998). *Bassin de la rivière l'Assomption : l'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau.* Ministère de l'Environnement et de la Faune, pour Saint-Laurent Vision 2000. 110 p.

Department of Economic and Social Affairs (1999). *Testing the CSD Indicators of Sustainable Development. Interim Analysis, Testing Process, Indicators and Methodology Sheets.* United Nations, Division for Sustainable Development. CSD Work Programme on Indicators of Sustainable Development. Technical paper, 18 p.

Derenne, B. (1995). « L'écobilan : une panacée ». *Écodécision*, printemps 1995 : 54-56.

Desrosières, A. (1993). *La politique des grands nombres – Histoire de la raison statistique.* Éditions La Découverte. 438 p.

Domon, G., M. Gariépy et P. Jacobs (1992). « Développement viable en milieu urbain : vers une stratégie de gestion des interventions ». *Plan Canada*, janvier 1992 : 8-17.

Donald, D.B., F.J. Wrona, W.F. Warwick, W. Aitken, F.G. Hunter et J. Syrgiannis (1996). *Indicators of Ecosystem Integrity : Peace-Athabasca Delta.* Northern River Basins Study, Edmonton, Alberta. Project Report No.107, 56 p.

Dragicevic, S. et D.J. Marceau (1999). « Spatio-temporal interpolation and fuzzy logic for GIS simulation of rural-to-urban transition ». *Cartography and Geographic Information Science, 26* (2) : 125-137.

Environment Canada and U.S. Environmental Protection Agency (1995). *State of the Great Lakes - 1995.* The Governments of the United States of America and Canada, Burlington, Ontario, Chicago, Illinois. 56 p.

Environnement Canada (1999). *Atteindre de nouveaux sommets. Guide pour l'élaboration par une collectivité de buts, d'objectifs et d'indicateurs relatifs à la santé d'un écosystème.* Plan d'action du Fraser, Vancouver, Colombie-Britannique.

Environnement Canada et ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de Colombie-Britannique (1992). *L'état de l'environnement dans le bassin inférieur du fleuve Fraser.* Ministère des Approvisionnements et Services Canada. Rapport EDE n° 92-1, 88 p.

Environnement Canada (1996). *Qualité de l'air en milieu urbain.* Série nationale d'indicateurs environnementaux. Bulletin EDE n° 96-1, printemps, 6 fiches.

Environnement Canada (1995). *Le style de vie choisi par les Canadiens et ses liens avec l'environnement.* Feuillet d'information EDE n° 95-1, 12 p.

Environnement Canada (1994). *Rapport sommaire 1994. Inventaire national des rejets de polluants. Loi canadienne sur la protection de l'environnement.* Ministre des Approvisionnements et Services du Canada. 240 p.

EPA - Environmental Protection Agency (1999). *Index of Watershed Indicators (IWI). Data Catalogs.* Série de fiches. http : //www.epa.gov/surf2/iwi.

Eyles, J. (1990). « Objectifying the subjective: The measurement of environmental quality », *Social Indicators Research, 22* (2) : 139-153.

Farrell, A. et M. Hart (1998). « What does sustainability means ? The search for useful indicators ». *Environment, 40* (9) : 4-9, 26-31.

Freeman III, A.M. (1982). *Air and Water Pollution Control: A Benefit-Cost Assessment.* J. Wiley Ed. Coll. « Environmental Science and Technology », 186 p.

Finsterbusch, K. (1995). « In praise of SIA. A personnal review of the field of social impact assessment: Feasability, justification, history, methods and issues ». *Évaluation des impacts sociaux , vers un développement viable ?* Université du Québec à Chicoutimi, Groupe de recherche et d'intervention régionales. Pp. 13-40.

Fishbein, M. et I. Ajzen (1980). *Understanding Attitudes and Predicting Social Behavior.* Prentice-Hall, New Jersey, USA.

Gagnon, C. (1995). « Évaluation *ex post* des impacts sociaux du mégaprojet d'aluminerie sur la communauté laterroise». *Évaluation des impacts sociaux, vers un développement viable ?* Université du Québec à Chicoutimi, Groupe de recherche et d'intervention régionales. Pp. 65-82.

Gallopin, G.C. (1995). « The potential of agroecosystem health as a guiding concept for agricultural research ». *Ecosystem Health, 1* (3) : 129-140.

Gariépy, M. (1989). « The political economy of environmental impact assessment : The case of the Quebec procedure and of the public utility Hydro-Quebec ». University of London, London School of Economics. Thesis, 433 p.

Gaston, C. (1993a). « Dépenses engagées au chapitre de la lutte contre la pollution ». *Perspectives sur l'environnement 1993. Études et statistiques.* Statistique Canada pour le ministère de l'Industrie, des Sciences et de la Technologie. Pp. 63-65.

Gaston, C. (1993b). « Coût de l'observation des règlements dans l'industrie des pâtes et papiers», *Perspectives sur l'environnement 1993. Études et statistiques.* Statistique Canada pour le ministère de l'Industrie, des Sciences et de la Technologie. Pp. 23-30.

Geller, E.S. (1994). « The human element in integrated environmental management », dans J. Cairns, T.W. Crawford et H. Salwasser (éd.), *Implementing Integrated Environmental Management.* Virginia Polytechnic Institute and State University, University Center for Environmental and Hazardous Materials Studies, Blacksburg, Virginia, U.S. Pp. 5-26.

Gendron, C. (1999). « La gestion sociale de l'environnement, le principe de précaution entre l'incertitude scientifique et la certitude décisionnelle », dans B. Dumas, C. Raymond et J. G. Vaillancourt (éd.), *Les sciences sociales de l'environnement.* Presses de l'Université de Montréal, pp. 121-131.

Gervais, M.C. et B. Dumas (1994). « L'appropriation par les acteurs sociaux de connaissances environnementales », dans J.A. Pradès, R. Tessier et J.G. Vaillancourt (éd.), *Instituer le développement durable, éthique de l'écodécision et sociologie de l'environnement.* Fides, pp. 31-63.

Girard, M.F. (1994). *L'écologisme retrouvé, essor et déclin de la Commission de la conservation du Canada.* Les Presses de l'Université d'Ottawa, collection « Sciences sociales », n° 19.

Gould, K.A., A. Schnaiberg et A.S. Weinberg (1996). *Local Environmental Struggles, Citizen Activism in the Treadmill of Production.* Cambridge University Press, 239 p.

Gouvernement du Canada et Gouvernement du Québec (1992). *PASL-mètre*. Ministre des Approvisionnements et Services, 12 p.

Gosselin, P., D. Bélanger, J.-F. Bibeault et A. Webster (1993). « Indicators for a sustainable society ». *Canadian Journal of Public Health, 84* (3) : 197-200.

Groupe d'étude mixte sur l'exécution des programmes Environnement (1985). *Meilleure exécution des programmes - Environnement.* Approvisionnements et Services Canada, Centre d'édition du gouvernement du Canada. Rapport du groupe d'étude au groupe de travail chargé de l'examen des programmes. 421 p.

GIEC - Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (1996). « Le changement climatique, dimensions économiques et sociales ». contribution du groupe de travail III dans J.P. Bruce, H. Lee et E.F. Haites (éd.), *Deuxième rapport d'évaluation du GIEC, OMM et PNUE.* Éditions MultiMondes, 544 p.

Hamilton, K. (1995). « Saving and wealth ». World Bank, Environment Department. Unpublished manuscript, draft for discussion, 29 p.

Hammond, A., A. Adriaanse, E. Rodenburg, D. Bryant et R. Woodward (1995). *Environmental Indicators : A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development.* World Resources Institute, Washington, D.C., U.S. 36 p. et annexes.

Hankiss, E. (1978). « Quality of life models ». *Indicators of Environmental Quality and Quality of Life.* UNESCO. Reports and papers in social sciences, N. 38, p. 58-96.

Hansen, H.M.A., O.J. Kuik et C.K. Spiegel (1991). « Des incidences d'une élévation du niveau des mers : une approche économique ». *Le changement climatique, évaluation des retombées économiques*. OCDE, Paris, pp. 79-120.

Hardi, P. et T. Zdan (1997). *Assessing Sustainable Development, Principles in Practice.* Internaltional Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg, Manitoba, Canada.

Hardi, P., S. Barg, T. Hodge et L. Pinter (1997). *Measuring Sustainable Development : Review of Current Practices.* Industry Canada, International Institute for Occasional Sustainable Development. Paper No. 17, 114 p.

Hays, S.P. (1969). *Conservation and the Gospel of efficiency: The Progressive Conservation Movement, 1890-1920.* Atheneum, New York, 297 p.

Hébert, S. (1999). *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, 1990 à 1997 - Sommaire.* Ministère de l'environnement du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques. http ://www.menv.gouv.qc.ca.

Holling, C.S. (1978). *Adaptative Environmental Assessment and Management.* Wiley and Sons, Toronto. International Series of Applied Systems Analysis, No. 3.

Hunsaker, C.T. et D.E. Carpenter (1990). *Environmental Monitoring and Assessment Program: Ecological indicators.* U.S. Dept. of Commerce, Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, U.S.A.

Indicators Implementation Task Force (2000). *Final Report – March.* International Joint Commission, 34 p.

Institute for European Environmental Policy (1995). *The State of Action to Protect the Environment in Europe.* European Environmental Agency, Copengagen, Denmark. 44 p.

International Joint Commission (1996). *Indicators to Evaluate Progress under the Great Lakes Water Quality Agreement.* Indicators for Evaluation Task Force. 48 p. et annexes.

Jorgensen, S.E. (1995). « Exergy and ecological buffer capacities as a measure of ecosystem health ». *Ecosystem Health, 1* (3) : 150-160.

Jourdain, A., J.-F. Bibeault et N. Gratton (1999). *Synthèse des connaissances sur les aspects socio-économiques du secteur d'étude Lac des Deux Montagnes-Rivières des Prairies et des Mille Îles. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 24 et 25.* Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, 242 p.

Karr, J. (1990). « Biological integrity: A long-neglected aspect of water ressource management », *Ecological Applications, 1* (1) : 68-84.

Kneese, A.V., R.V. Ayres et R.C. D'Argue (1970). *Economics and the Environment: A Materials Balance Approach.* Resources for the Future, Washigton, D.C. 120 p.

Kretzmann, J.P. et J.L. McKnight (1993). *Building Communities from the Inside Out: A Path Toward Finding and Mobilizing Assets.* ACTA Publications, Chicago, Illinois, U.S.A. 376 p.

Langeweg, I. F. (éd.) (1989). *Concern for Tomorrow. A National Environmental Survey – 1985-2010.* National Institute of Public Health and Environmental Protection. RIVM, Bilthoven, The Netherlands. 344 p.

Lascoumes, P. (1995). *L'éco-pouvoir : environnement et politiques.* La Découverte, Paris, 317 p.

Latour, J.B., G.W. Lammers, R. Reiling, D. Bal et R. Bink (1995). « Ecological information in the Netherlands' national environmental outlook ». *Ecosystem Health, 1* (2) : 113-124.

Legault, G. et M. Villeneuve (1992). *Le Chimiotox : résultats d'évaluation chimio-toxiques des établissements industriels du Plan d'action Saint-Laurent. Volume 1.* Équipe d'intervention Saint-Laurent, Direction des services techniques. 16 p. et annexe.

LeMoigne, J.L. (1991). *La théorie générale de la modélisation*. Presses Universitaires de France, 3e édition.

Lepage, L. (1999). « Les controverses environnementales sont plutôt culturelles que scientifiques », dans B. Dumas, C. Raymond et J.G. Vaillancourt (éd.), *Les sciences sociales de l'environnement*. Pp. 133-147.

Loranger, S., J.-L. Desgranges et M. Lessard (1990). « Développements récents du concept d'intégrité biotique et potentiel d'utilisation pour le suivi des biocénoses du fleuve Saint-Laurent», dans D. Messier, P. Legendre et C. E. Delisle (éd.), *Symposium sur le Saint-Laurent – Un fleuve à reconquérir*. Association des biologistes du Québec, coll. « Environnement et Géologie », *11* : 155-181.

MacLaren, V.W., S. Labatt, J. McKay et M. Van De Vegte (1996). *Élaboration d'indicateurs de durabilité urbaine : gros plan sur l'expérience canadienne*. Comité intergouvernemental de recherches urbaines et régionales, Société canadienne d'hypothèques et de logements et Environnement Canada. 177 p.

Manning, E. (1996). « Tableau de bord pour un tourisme viable ». *Écodécision* (20) : 35-39.

Marcogliese, D.J. et D.K. Cone (1997). « Parasite communities as indicators of ecosystem stress ». *Parasitologia, 39* : 227-232.

Martel, N. et Y. Richard (1996). « Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu ». *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique 1996*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, pp.5.1-5.34 et annexes.

Meadows, D. (1998). *Indicators and Information Systems for Sustainable Development. A Report to the Balaton Group*. The Sustainable Institute, Hartland Four Corners, Vermont, U.S., 78 p.

Mentzel, M. (1998). « Environment, quality of life, and welfare ». *Social Knowledge: Heritage, Challenges, Perspectives*. 14th World Congress of Sociology, Joint Session RC 23/24, Contested Knowledge and Environmental Problems. Draft. Palais des Congrès, Montréal, July 26th-August 1st, 17 p.

Meppem, T. et R. Gill (1998). « Planning for sustainability as a learning concept ». *Ecological Economics*, (26) : 121-137.

Milbrath, L.W. (1978). « Indicators of environmental quality ». *Indicators of Environmental Quality and Quality of Life*. UNESCO. Reports and Papers in Social Sciences, No.38, p. 32-56.

MEF – Ministère de l'Environnement et de la Faune (1995). *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ. Année 1993*. Direction des politiques du secteur municipal, Service de l'assainissement des eaux et du traitement des eaux de consommation. 61 p.

MEF et MSSS – Ministère de l'Environnement et de la Faune et ministère de la Santé et des Services sociaux (1995). *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce 95*. Gouvernement du Québec. 132 p.

MENVIQ – Ministère de l'Environnement du Québec (1990). *Critères de qualité de l'eau*. Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques. 423 p.

Moscovici, S. et G. Vignaux (1994). « Le concept de Themata », dans C. Guimelli (éd.), *Structures et transformations des représentations sociales*. Delachaux et Niestlé, Lausanne, Suisse. Pp. 25-72.

Nations Unies (1989). *Handbook on Social Indicators*. Department of International Economic and Social Affairs, New York. Studies in Methods Series F, No. 49, 154 p.

Neumann, F. et D. Huisingh (1992). « Prevention programs in a comparative perspective: The Netherlands and the State of Massachusetts », dans J.C. van Dam and J. Wessel (éd.), *International Symposium: Transboundary River Basin Management and Sustainable Development. RBA Centre, Delft University of Technology, 18-22 May, 1992. Proceedings*. UNESCO, Paris. Vol.1, p. 73-88.

OCAQ – Ordre des Comptables agréés du Québec (1995). *La rentabilité durable, grille d'analyse des coûts et bénéfices environnementaux*. Comité de l'environnement. Québec.

OCDE – Organisation de coopération et de développement économiques (1993a). *Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour les examens de performances environnementales*. Rapport de synthèse du Groupe sur l'état de l'environnement, Paris. OCDE/GD(93)179, 36 p.

OCDE – Organisation de coopération et de développement économiques (1993b). *Examen des performances environnementales, Islande*. Paris. 140 p.

OCDE – Organisation de coopération et de développement économiques (1991). *Indicateurs d'environnement, une étude pilote*. Paris. 77 p.

O'Connor, J. (1994). « Is sustainable capitalism possible? », dans M. O'Connor (éd.), *Is Capitalism Sustainable? Political Economy and the Politics of Ecology*. Oguilford Press, New York, N.Y., USA. Pp. 152-175.

Parker, J.D.E. (1991). « Environmental reporting and environmental indices ». University of Cambridge, Churchill College, Cambridge, United Kingdom. Thèse de doctorat, 216 p.

Pearce, D.W. et A. Markandya (1989). *Évaluation des avantages économiques de la protection de l'environnement.* OCDE, Paris.

Pelletier, L. et J. St-Onge (1996). « Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu ». *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996.* Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, pp. 4.1-4.43 et annexes.

Perron, B. et J.G. Vaillancourt (1999). « Les changements climatiques, science, normativité et société », dans B. Dumas, C. Raymond et J. G. Vaillancourt (éd.), *Les sciences sociales de l'environnement.* Presses de l'Université de Montréal. Pp. 95-119.

PNUE – Programme des Nations Unies pour l'environnement (1995). *Rapport mondial sur le développement humain 1995.* Economica, Paris.

Poullaouec-Gonidec, P., Epstein, J.A. et G. Domon (1993). « Le projet paysage au Québec ». *Trames, revue de l'aménagement, 9* : 4-6. Université de Montréal, Faculté de l'aménagement.

Porter, T. M. (1994). *Trust in numbers – The pursuit of objectivity in science and public life.* Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 310 p.

Pradès, J. A. (1995). *L'éthique de l'environnement et du développement.* Presses Universitaires de France, Paris. 128 p.

Rapport, D. et A. Friend (1979). *Projet d'établissement d'un système général d'information sur l'environnement au Canada : l'approche agression-réaction.* Statistique Canada, Ottawa. 90 p.

Rees, W.E. (2000a). « A human ecological assessment of economic and population health », dans P. Crabbé (éd.), *Implementing Ecological Integrity.* Kluwer Academic Publishers, Netherlands. Pp. 399-418.

Rees, W.E. (2000b). « Eco-footprint analysis: Merits and brickbats ». *Ecological Economics, 32* : 371-374.

Rees, W.E. (1999). « Consuming the earth: The biophysics of sustainability ». *Ecological Economics, 29* : 23-27.

Rees, W.E. et M. Wackernagel (1999). « Monetary analysis: Turning a blind eye on sustainability ». *Ecological Economics, 29* : 47-52.

Rémy, J. (1994). « La transaction : de la notion heuristique au paradigme méthodologique », dans M. Blanc, M. Mormont, J. Rémy et T. Storrie (éd.), *Vie quotidienne et démocratie, pour une sociologie de la transaction sociale (suite)*. Éditions l'Harmattan, coll. « Logiques sociales ». Pp.293-319.

Rhoads, B.L., D. Wilson, M. Urban et E.E. Herricks (1999). « Interaction between scientists and nonscientists in community-based watershed management: Emergence of the concept of stream naturalization ». *Environmental Management, 24* (3) : 297-308.

Richard, Y., L. Pelletier et J. St-Onge (2000). « Les indices d'intégrité biotique : des outils pour vérifier l'atteinte du développement durable ». *Vecteur Environnement, 33* (1) : 65-70.

Roqueplo, P. (1993). *Climats sous surveillance : limites et conditions de l'expertise scientifique*. Economica, Paris. 401 p.

Roqueplo, P. (1988). *Pluies acides : menaces pour l'Europe*. Economica, Paris.

Rudd, M.A. (2000). « Live long and prosper: Collective action, social capital and social vision ». *Ecological Economics, 34* : 131-144.

Sachs, I. (1995). « Le quantitatif et le qualitatif : quelques questions sur les enjeux et les limites de la mesure du développement ». *Revue internationale des sciences sociales, 143* : 9-20.

Sadler, B. (1986). « Impact assessment in transition: A framework for redevelopment ». *Integrated approaches to ressources planning and management.* University of Calgary Press, The Banff Center for Continuing Education. Pp. 99-129.

SAM Sustainability Group (1999). *Dow Jones Sustainability Group Index.* http ://www.sustainability.ch.

Santé Canada (1995). *Investigating Human Exposure to Contaminants in the Environment: A Community Handbook.* Minister of Supply and Services Canada. 151 p.

Schipper, L. (1997). *Indicators of Energy Use and Efficiency: Understanding the Links between Energy and Human Activity*. International Energy Agency, Paris.

Serafy, S.E. et E. Lutz (1989). « Environmental and resource accounting: An overview », dans Y.J. Ahmad, S.E. Serafy et E. Lutz (éd.), *Environmental Accounting for Sustainable Development.* A UNEP-World Bank Symposium, The World Bank, Washington, D.C. Pp.1-7.

Serageldin, I. (1995). « Sustainability and the wealth of nations: First steps in an ongoing journey ». *Third Annual World Bank Conference on Environmentally Sustainable Development.* Preliminary draft for discussion, 27 p. et annexes.

Service canadien des forêts (1995). *Les critères et les indicateurs pour la conservation et l'aménagement durable des forêts tempérées et des forêts boréales*. Ressources naturelles Canada. 28 p.

Sheehy, G. (1989). *Environmental Indicator Research: A Litterature Review for State of the Environment Reporting*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Service canadien de la faune, Direction des rapports sur l'état de l'environnement, Ottawa. Technical Report No.7, 64 p. et annexes.

Simoneau, M., L. Pelletier et N. Martel (1996). « Le bassin de la rivière Chaudière : profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement ». *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques. Pagination multiple. pp. 1.1-1.34 et annexes.

Smith, V. K. (1992). « On separating defensible benefit transfers from 'smoke and mirrors' ». *Water Resources Research, 28* (3) : 685-694.

SOMER (1994). *Développement d'indicateurs-intégrateurs de rejets toxiques dans l'air, l'eau et les déchets dangereux. Rapport final*. Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement. 71p.

Stanners, D. et P. Bourdeau (1994). *Europe's Environment: The Dobris Assessment, An Overview*. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 16 p.

Statistique Canada (2000). *L'activité humaine et l'environnement 2000*. Pour Industrie Canada. 352 p.

Statistique Canada (1997). *Éconnexions, pour lier l'environnement et l'économie. Indicateurs et statistiques détaillées 1997*. Pour Industrie Canada. 22 p.

Statistique Canada (1995). *Les ménages et l'environnement 1994*. Pour Industrie, Sciences et Technologie Canada. 49 p. et annexe.

Statistique Canada (1992). *Development of Natural Resource Accounts: Physical and Monetary Accounts for Crude Oil and Natural Gas Reserve in Alberta, Canada*. National Accounts and Environment Division. Discussion Paper No.11, 62 p.

Stoker, G. (1998). « Governance as theory: Five propositions ». *International Social Science Journal, 155* : 17-28.

Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie (1999). *Mesure de l'éco-efficacité dabs l'entreprise : faisabilité d'un ensemble d'indicateurs de base*, TRNEE, Ottawa, Canada, 46 p.

Theys, J. (2000). « Vers des indicateurs de développement durable : se mettre d'accord sur une architecture avant d'empiler les briques », dans J. Theys (éd.), *Développement durable villes et territoires, innover et décloisonner pour anticiper les ruptures.* Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, Direction de la recherche et des affaires scientifiques et techniques, France. Notes du Centre de prospective et de veille scientifique, n° 13, pp.85-98.

Tiwari, D.N. (1995). « Measurement of sustainability indicators and implications for macroeconomic policy modelling in developing countries ». *Économie Appliquée, 48* (2) : 181-214.

UNDP – United Nations Development Programme (1999). *Human Development Report 1999.* Oxford University Press, New York and Oxford. 123 p. et liste de tableaux.

US EPA – United States Environmental Protection Agency (1994). *Environmental Monitoring and Assessment Program Indicator Development Strategy.* U.S. Department of Commerce, National Technical Information Service, Sprinfield, Virginia. 74 p.

Van der Voet, E., R. Kleijn et G. Huppes (1995). « Economic characteristics of chemicals as a basis for pollutant policy ». *Ecological Economics, 13* : 11-26.

Van Noort, R.B.J.C. (éd.) (1994). *National Environment Outlook 3, 1993-2015.* National Institute of Public Health and Environmental Protection. RIVM, Bilthoven, The Netherlands. 144 p. et annexes.

Ville de Montréal (1991). *L'environnement à la ville de Montréal, un premier bilan – Synthèse.* Service de la planification et de la concertation. 39 p.

Vis, C., C. Hudon, A. Cattaneo et B. Pinel-Alloul (1998). « Periphyton as an indicator of water quality in the St. Lawrence River ». *Environmental Pollution, 101* : 1-12.

Waddell, S. (1995). « Lessons from the Healthy Cities Movement for social indicator development ». *Social Indicators Research, 34* (2) : 213-235.

Weinberg, G.M. (1975). *An Introduction to General System Thinking*, John Wiley & Sons, inc., Toronto. 279 p.

Winter, G. (1989). *Entreprise et environnement, une synergie nouvelle*. McGraw-Hill, Paris, 347 p.

World Ressources Institute (1996). *World Ressources 1996-97, The Urban Environment*, WRI, Oxford University Press, 400 p.

WTO – World Tourist Organization (1993). *Indicators for the Sustainable Management of Tourism.* International Institute for Sustainable Development, Winnipeg, Manitoba, Canada. 36 p.